

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

FÁBIO CRUZ MANHÃES DA SILVA

**TRATAMENTO DOS DEJETOS SUÍNOS UTILIZANDO
LAGOA DE ALTA TAXA DE DEGRADAÇÃO EM BATELADA**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Santa
Catarina, para obtenção do título de
Mestre em Engenharia Ambiental.

**FLORIANÓPOLIS
SANTA CATARINA
DEZEMBRO DE 1996**

TRATAMENTO DOS DEJETOS SUÍNOS UTILIZANDO
LAGOA DE ALTA TAXA DE DEGRADAÇÃO EM BATELADA

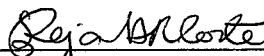
FÁBIO CRUZ MANHÃES DA SILVA

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de

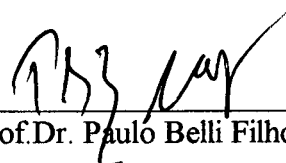
MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na Área de Tecnologias de Saneamento Ambiental.

Aprovado em 20/12/96, por:



Prof.Dr. Rejane Helena Ribeiro da Costa
Orientadora



Prof.Dr. Paulo Belli Filho



Prof.Dr. Hênio N de Souza Melo



Prof^a.Dr. Rejane Helena Ribeiro da Costa



Pesq.Dr. Carlos Cláudio Perdomo

FLORIANÓPOLIS, SC - BRASIL
DEZEMBRO DE 1996

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), através do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, por oportunizar o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Centro Nacional de Pesquisa de Suínos e Aves (CNPISA), pela estrutura física, pessoal e laboratorial.

Ao Sr Francisco, dona Francisca e família Sangói pelo apoio e amizade.

Ao Paulo Armando V. de Oliveira, da EMBRAPA/CNPISA, por ter-me aberto a oportunidade para trabalhar com dejetos.

Ao Hélio Begamini da Bergaza, pelo projeto e construção do sistema de mistura utilizado nos ensaios.

Ao Carlos Claudio Perdomo da EMBRAPA/CNPISA, ao professor Paulo Belli da UFSC e ao professor Hênio N. Souza de Melo da UFRN, pelas sugestões e críticas construtivas.

Aos colegas da EMBRAPA/CNPISA Adão de Vargas, pelo esforço e excelente desempenho nas atividades analíticas, Cícero Monticelli, Tânia Celant, Vânia Faccio e Ronaldo (Unc), pelas contribuições editoriais na finalização deste trabalho.

Em especial a professora e orientadora Rejane H. Ribeiro da Costa da UFSC, pela contribuição nos ensinamentos, correções e abertura da possibilidade de desenvolvermos novos estudos.

A meus pais, *Diogo (in memorian) e Marília*.

Que sempre me ensinaram que o caminho certo
seria através da estrada do conhecimento.

A meus irmãos *Valéria e Paulo*,
pela nossa sincera amizade.

A minha esposa *Eloisa*,
pela nossa luta e por ter acreditado.

A meus filhos *Potira, Miguel e Libertá*,
na esperança de que trabalhos como este,
possa contribuir na evolução de suas vidas.

A purificação dos mananciais,
e a todas as pessoas que trabalham
para a *preservação e recuperação ambiental*.

SUMÁRIO

LISTA DE QUADROS	7
LISTA DE FIGURAS	8
LISTA DE SÍMBOLOS	11
RESUMO	13
ABSTRACT	15
2.0. OBJETIVO	20
2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
3.0. REVISÃO DA LITERATURA	21
3.1 CARACTERÍSTICAS GERAIS DOS RESÍDUOS SUÍNOS	21
3.1.1. Avaliação quantitativa	21
3.1.2. Avaliação qualitativa	23
3.2. CONCEITO DE POLUIÇÃO	25
3.3. PRINCIPAIS INDICADORES POLUENTES.	27
3.4. CARACTERÍSTICAS GERAIS DAS ALGAS	30
3.5. PRINCIPAIS ASPECTOS DA LAGOA DE ALTA TAXA DE DEGRADAÇÃO	31
3.5.1. Produção de oxigênio pelas algas	33
3.5.2. Fluxo em carrossel	38
3.5.3. Luminosidade e síntese algal	39
3.5.4. Avaliação da biomassa	41
3.5.5. Cinética do crescimento biológico	44
3.5.6. Efeito da temperatura na cinética de crescimento	46
3.5.7. Remoção de nitrogênio	48
3.5.8. Remoção de fósforo	51
3.6. PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DA CARPA CHINESA	53
4.0. MATERIAL E MÉTODOS	55
4.1. LOCAL E EQUIPAMENTOS	55
4.2. DINÂMICA OPERACIONAL	59
4.3. COLETAS E ANÁLISES QUÍMICAS	61
4.4. LAGOA FILTRO	62

5.0. RESULTADOS E DISCUSSÃO	64
5.1. RESULTADOS PRELIMINARES	64
5.2. ÍNDICES METEOROLÓGICOS	67
5.3. RESULTADOS OBTIDOS COM A LAGOA DE ALTA TAXA DE DEGRADAÇÃO	70
5.4. RESULTADOS OBTIDOS COM A LAGOA FILTRO	70
5.5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS COM A LAGOA DE ALTA TAXA DE DEGRADAÇÃO.	71
5.6. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS COM A LAGOA FILTRO	85
6.0. CONCLUSÕES	89
6.1. RECOMENDAÇÕES:	90
7.0. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA	92
8.0. ANEXOS	99
8.1. ANEXO 1	100
8.2. ANEXO 2	101
8.3. ANEXO 3	108

LISTA DE QUADROS

- QUADRO 1.** Volume de dejetos líquidos gerados nas diversas fases do ciclo criatório
- QUADRO 2.** Características químicas dos dejetos suínos na fase de crescimento e terminação
- QUADRO 3.** Características químicas dos dejetos suínos em ciclo completo, decorrentes de amostras retiradas na calha de retenção no estado de Minas Gerais em 1980.
- QUADRO 4.** Coeficiente de Temperatura para Atividades Microbianas
- QUADRO 5.** Valores médios obtidos através das repetições realizadas na época quente
- QUADRO 6.** Valores médios obtidos através das repetições realizadas na época fria
- QUADRO 7.** Valores do afluente (dia 1) e do efluente (dia 30) com as respectivas eficiências de remoção (%) de cada repetição, média e desvio padrão, para a época quente.
- QUADRO 8.** Valores do afluente (dia 1) e do efluente (dia 30) com as respectivas eficiências de remoção (%) de cada repetição, média e desvio padrão
- QUADRO 9.** Valores médios obtidos através das repetições dos ensaios realizados no período de janeiro a fevereiro de 1996.
- QUADRO 10.** Valores médios obtidos através das repetições dos ensaios realizados no período de julho a agosto de 1996.
- QUADRO 11.** Valores médios obtidos na lagoa filtro, através das médias semanais para as diferentes épocas
- QUADRO 12.** Correlação entre o impacto das oscilações térmicas sazonais, e os resultados obtidos nas diferentes épocas estudadas.

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 3.1.** Ciclo que evidencia a relação da oxidação da matéria orgânica através da oxigenação fotossintética em lagoa de alta taxa de degradação Fonte: (William J. Oswald, 1988)
- FIGURA 3.2.** Influência da variação do fator de oxigenação na remoção da DBO₅. Fonte: (Oswald et al,1970)
- FIGURA 3.3.** Variação dos níveis da clorofila A (CHL-a) e do oxigênio dissolvido (OD) entre 1988 e 1989 na lagoa de alta taxa de degradação em Montpellier, França. Fonte :Canovas & Picot (1989).
- FIGURA 3.4.** Variação do oxigênio dissolvido (mg/l) e pH em função da hora, na lagoa de alta taxa de degradação em Montpellier Fonte: Canovas & Picot (1989).
- FIGURA 3.5.** Variação segundo Monod da taxa de crescimento biológico, em função da disponibilidade de substrato
- FIGURA 3.6.** Modelo conceptual da dinâmica da fração nitrogenada em sistemas de lagoas de estabilização Fonte: Gomez & Picot (1991).
- FIGURA 3.7.** Modelo conceptual da dinâmica da fração nitrogenada aplicado em sistemas de lagoa de alta taxa de degradação. Fonte: Gomez & Picot (1991).
- FIGURA. 4.1.** -Desenho esquemático da Lagoa de alta taxa de degradação modelo (Oswald, 1963).
- FIGURA. 4.2** - Detalhe do mecanismo misturador da Lagoa de alta taxa de degradação modelo (Oswald,1963).
- FIGURA 4.3.** Vista perpendicular da lagoa de alta taxa de degradação modelo (Oswald,1963).
- FIGURA 4.4.** Vista longitudinal da Lagoa de Alta Taxa de Degradação modelo (Oswald,1963).
- FIGURA 4.5.** Lagoa contendo carpas herbívoras, utilizada como processo de filtro biológico do efluente da lagoa de alta taxa de degradação

FIGURA 5.1. Variações da DQO (mg/l) em função da hora de coleta, durante o período de 15/10/1995 a 16/11/1995

FIGURA 5.2 . Variações dos sólidos totais (mg/l) em função da hora de coleta, durante o período de 15/10/1995 a 16/ 11/1995

FIGURA 5.3. Variações do Nitrogênio total (mg/l) em função da hora de coleta, durante o período de 15/10/1995 a 16/ 11/1995

FIGURA 5.4. Variações das temperaturas máximas, mínimas e médias, registradas nos meses de janeiro e fevereiro de 1996. Fonte: Estação meteorológica da EMBRAPA - CNPSA

FIGURA 5.5. Variações das temperaturas máximas, mínimas e médias, registradas nos meses de julho e agosto de 1996. Fonte: Estação meteorológica da EMBRAPA - CNPSA

FIGURA 5.6. Variações entre as épocas quente e fria, do número de horas e minutos registradas em 1996. Fonte: Estação meteorológica da EMBRAPA - CNPSA

FIGURA 5.7. Variações entre as épocas quente e fria, das temperaturas médias registradas em 1996. Fonte: Estação meteorológica da EMBRAPA - CNPSA

FIGURA.5.8. Avaliação do contraste sazonal na eficiência de remoção, utilizando-se a Lagoa de AltaTaxa de degradação para o tratamento dos dejetos suínos

FIGURA 5.9. Evolução da Demanda Química de Oxigênio total (DQOt - mg/l), para as diferentes épocas estudadas.

FIGURA 5.10. Evolução da Demanda Química de Oxigênio solúvel (DQOs - mg/l), para as diferentes épocas estudadas.

FIGURA 5.11. Evolução dos Sólidos Totais (ST - mg/l), para as diferentes épocas estudadas.

FIGURA 5.12. Evolução dos sólidos dissolvidos (mg/l), para as épocas estudadas

FIGURA 5.13 Evolução da Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), para diferentes as épocas estudadas

FIGURA 5.14. Evolução da Turbidez total (U.T) para as diferentes épocas estudadas

FIGURA 5.15. Evolução da Turbidez solúvel (U.T) para as diferentes épocas estudadas

FIGURA 5.16. Evolução do nitrogênio total NTK (mg/l), para as diferentes épocas estudadas

FIGURA 5.17. Evolução do nitrogênio solúvel NSK (mg/l), para as diferentes épocas estudadas

FIGURA 5.18. Evolução do fósforo solúvel (mg/l), para as diferentes épocas estudadas

FIGURA 5.19. Evolução do oxigênio dissolvido (mg/l), para as diferentes épocas estudadas

FIGURA 5.20. Evolução do pH para as diferentes épocas estudadas

FIGURA 5.21. Variações da DQOt (mg/l), em relação aos afluentes e efluentes da lagoa filtro para as diferentes épocas estudadas

FIGURA 5.22. Variações do NTK (mg/l), em relação aos afluentes e efluentes da lagoa filtro para as diferentes épocas estudadas

FIGURA 5.23. Variações do oxigênio dissolvido (mg/l), e temperatura (°C) na lagoa filtro para as diferentes épocas estudadas.

LISTA DE SÍMBOLOS

I_d	Intensidade luminosa no meio	(millilangleys)
I_0	Intensidade luminosa original	(millilangleys)
n	Coeficiente de extinção (absorção da luz)	(0.04)
d	Profundidade	(metros)
W	Peso das algas	(Kg/ha.dia)
E	Radiação solar incidente	(cal/cm ² .dia)
H	Calor de combustão	(cal/Kg)
O_F	Fator de oxigenação	
C_{CT}	Concentração da biomassa algal para um tempo “ T ”	(mg/l)
Y_T	Demanda bioquímica de oxigênio DBO ₅ para um tempo “ T ”	(mg/l)
S_d	Intensidade luminosa a profundidade “ d ”	(millilangleys)
S_0	Intensidade luminosa na superfície	(millilangleys)
I_s	Intensidade luminosa na superfície	(millilangleys)
N	Fator de insolação (definido pelo n° de horas de sol dia dividido por 24)	
Y	Produtividade algal	(g/m ² .dia)
Tr/Z	Tempo de retenção/profundidade	(dias/m)
S	Radiação solar incidente	(cal/cm ² .dia)
$a, b \text{ e } c$		(Constantes)
μ	Taxa específica de crescimento da biomassa	(T ⁻¹)

μ_{\max}	Taxa específica máxima de crescimento da biomassa	(T ⁻¹)
Ks	Constante de degradação de 1ª ordem (taxa de remoção da DBO é proporcional a DBO remanescente)	
Y	Coeficiente de rendimento (massa de célula produzida, por unidade de massa de substrato utilizada)	
Kt	Coeficiente para uma determinada temperatura	(°C)
θ	Coeficiente de respiração	
$K_{20}^{\circ C}$	Coeficiente a 20°C	(°C)
T	temperatura média	(°C)
Chla	Clorofila-a	(mg/l)
PN	Partículas nitrogenadas	(mg/l)
IN	Introdução de nitrogênio	(mg/l)

RESUMO

O modelo de criação de suínos em confinamento, sem as devidas precauções com relação a saneamento, vem determinando sérios impactos aos mananciais tanto superficiais como subterrâneos. Nestas condições, o grande desafio resulta no desenvolvimento de processos que viabilizem sistemas capazes de reduzir o poder poluente desta atividade.

A lagoa de alta taxa de degradação foi avaliada como alternativa de tratamento secundário, dos dejetos líquidos provenientes da sinocultura em confinamento. Este sistema foi proposto com o objetivo de viabilizar de maneira econômica a oxidação da matéria orgânica através do oxigênio liberado pelo processo fotossintético.

Assume-se que a acentuada interação biomassa x substrato, associado ao oxigênio fotossintetizado, serão os principais mecanismos usados na estabilização do afluente, por isso é essencial que na lagoa, ocorra uma mistura a uma velocidade linear de 0,15 m/s, tendo como finalidade manter as algas em suspensão, assim como bactérias provenientes do lodo em semi suspensão e próximas ao fundo.

O trabalho foi realizado nos meses de janeiro/fevereiro e julho/agosto de 1996, avaliando-se a relação entre as interferências climáticas em termos de verão e inverno, e o potencial depurativo deste mecanismo aplicado ao tratamento dos dejetos suínos com uma concentração inicial para a DQOt em torno de 2000 (mg/l). Para tal utilizou-se uma estrutura em alvenaria com um formato elipsóide, composta por pás horizontais, para movimentação da massa líquida, e obedecendo dimensões de: 6 m x 2 m x 0.50 m.

O manejo adotado foi em batelada, cujo critério é o de não receber novas cargas até que se complete o processo de depuração, sendo estabelecido 30 dias como o tempo de permanência da massa líquida na lagoa, período este que caracterizou um ensaio. Foram efetuados dois ensaios por época.

Os resultados mostraram que durante o período quente, o reator responde com uma maior capacidade depurativa obtendo as seguintes eficiências de remoção: 84 % para a DQOt, 96.4 % para o nitrogênio e 60.6 % para o fósforo. Durante o período de inverno, as remoções foram na ordem de 70.1 % para a DQOt, 60.4 % para o nitrogênio e 23.6 % para o fósforo.

Pode-se finalmente concluir que para as condições locais do experimento, a lagoa de alta taxa de degradação em regime de batelada, é capaz de promover excelentes remoções de carbono para ambas as épocas estudadas. Esta foi uma das principais vantagens observadas uma vez que este elemento sofre baixas remoções quando a lagoa é operada em fluxo contínuo. O nitrogênio e as demais variáveis sofreram melhores eficiências de remoção na época climaticamente definidas como quente, devendo-se ressaltar a necessidade de se evoluir em estudos que viabilizem a separação das algas contidas no efluente da Lagoa de Alta Taxa de Degradação.

ABSTRACT

The model of raising in confined systems, without the adequate precautions regarding sanitary treatment, has been determining serious impact to both superficial and underground water sources. Under these conditions, the main challenge resides in the development of processes that provide systems to reduce the polluting effects of this activity

The high tax degradation lagoon was evaluated as an alternative of a secondary treatment of hog wastewater originated from confined systems.

This system was idealized by Oswal et al., (1963) and projected to be an aerobic process in which absorption and biological oxidation of organic material is stabilized by microorganisms in the presence of oxygen produced by algae.

It is assumed that accentuated biomass x substrate interaction, associated with photosynthesized oxygen, will be main mechanisms used in the stabilization of the effluent. That is the reason why it is essential that in the ponds occurs a mixture on linear speed of 15 cm / seg, m in order to keep the algae in suspension, as well as bacteria originated from the semi suspended mud and close bottom..

The study evaluated the relation between weather interferences, in terms of summer and winter, the depurative potential of the mechanism applied to hog wastewater with an initial concentration of about 2000 (mg/l).

It has been used one stonemasonry structure, ellipsoid shaped, composed by horizontal shovels to steer the liquid mass dimensioned as 6 m x 2 m x 0,50 m.

The adopted handling was the batelada, being 30 days the established period of time of hydraulic retention, which was characterized by a repetition.

The results showed that during the hot period the High Rate Ponds in batelada responds with a better depurative, obtaining the following removal efficiency: 84 % to DQOt; 96.4 % to Nitrogen and 60.4% to Phosphorus.

It can be finally concluded that the local conditions of the experiment, the high rate ponds in conditions of batelada is able to promote excellent removal of the main elements which determine environmental impacts, mainly when operated in favorable well defined

1.0. INTRODUÇÃO

A região oeste catarinense é constituída por uma população de 1,1 milhão de habitantes delimitando uma área de 25,3 km², definida pelas latitudes 25° e 28° sul e as longitudes 51° e 54° oeste.

A colonização nesta região foi intensificada a partir de 1940 e apesar de ser recente, se comparada a de outras regiões do Brasil, detém atualmente o maior complexo agro-industrial brasileiro associado a produção de suínos e aves. Em apenas um quarto do território, a região obtém anualmente um Valor Bruto da Produção Agropecuária (VBPA) em cerca de US\$1,1 bilhão, o que equivale a mais da metade do (VBPA) catarinense. Com isto, a base do desenvolvimento econômico regional, caracterizou-se através de um quadro social voltado para a produção familiar diversificada, que representa mais de 90 % dos 100 mil estabelecimentos agrícolas da região (EPAGRI, 1996).

Entretanto, percebe-se atualmente profundas transformações que podem definir o final de um ciclo econômico, e sinalizam no que se pode chamar de crise, cujos indicadores mais importantes são a degradação ambiental e os problemas sociais determinados pela falta de oportunidades para absorver a mão de obra local, refletindo diretamente no acentuado êxodo rural.

As preocupações ambientais surgiram do fato de que o sistema de confinamento, adotado pelos suinocultores catarinenses a partir da década de sessenta, caracterizou-se pela produção de elevadas quantidades de resíduos de natureza orgânica comumente denominado de dejetos suínos.

A complexidade da situação que envolve os aspectos sociais, econômicos e ambientais, muitas vezes leva a soluções que aparentemente viáveis, mostram-se insustentáveis se aplicadas ao longo do tempo.

Um exemplo disto é o quadro que apresenta-se no oeste catarinense, pois concentra cerca de 85% de todo o plantel suínico do estado (EMATER, 1985, citado por Oliveira et. al, 1995) proporcionando uma produção em torno de 25000 m³/dej/mês praticamente isentos de quaisquer tratamentos.

Oliveira et al, 1992 mostraram que apenas 10 - 15% dos suinocultores possuem sistema de tratamento ou aproveitamento destes dejetos. O resultado deste processo, pode ser verificado através da deterioração dos mananciais, onde a percolação do nitrogênio no lençol freático possibilita sérios riscos de contaminação por nitratos, que em concentrações elevadas ($> 10 \text{ mg/l}$) podem causar anomalias cancerígenas e metahemoglobinemia em crianças.

Em mananciais superficiais este resíduo, com uma DBO_5 em torno de 52 g/l (Konzen, 1980) determina acentuada depleção de oxigênio aliada a uma intensa eutrofização.

O quadro crítico deste diagnóstico é evidenciado através do perfil da renda média dos produtores locais. Apenas 36 % dos cerca de 100 mil estabelecimentos agrícolas podem ser considerados viabilizados nas condições atuais (renda superior a $4200 \text{ US\$/família /ano}$), 36 % encontram-se em descapitalização (renda anual entre $2400 - 4200 \text{ US\$}$) e 28 % podem ser considerados em exclusão (renda inferior a $2400 \text{ US\$}$) (EPAGRI, 1996).

As consequências do ponto de vista ambiental estão sendo notadas através da contaminação das águas superficiais com o elevado número de simolídeos e a intensa eutrofização, agravando-se na medida em que o sistema adotado para a alocação dos dejetos, foi e continua sendo direcionado exclusivamente visando armazenamento e distribuição como fertilizante. Este método vem se mostrando insustentável, principalmente pela dificuldade no que diz respeito a distribuição, decorrendo em constantes transbordamentos nas estruturas de armazenagem.

Diante disto, procurou-se desenvolver soluções que pudessem compatibilizar tratamento e aproveitamento dos dejetos suínos. A EMBRAPA, juntamente com a Universidade Federal de Santa Catarina, na busca de alternativas para esta questão, vem desenvolvendo estudos na unidade experimental especializada no tratamento dos dejetos suínos, localizada no Centro Nacional de Pesquisa de Suínos e Aves (CNPSA - Concórdia SC), relativo a todas as etapas características do tratamento de resíduos orgânicos líquidos.

A utilização dos sistema de lagoas de estabilização ligadas em série, pode se constituir como uma das principais alternativas de tratamento dentro da realidade do oeste catarinense, pois se aliarmos as vantagens descritas por Mara e Pearson, (1986) tais como: baixo custo tanto operacional como de construção, e ao favorecimento topográfico da região, este sistema parece ser o mais indicado em termos econômicos.

Porém, percebe-se alguns problemas de ordem prática como: assoreamento, mau cheiro, e principalmente a necessidade de grandes áreas e baixa eficiência de remoção de nutrientes nitrogenados e fosforados.

Assim, com objetivo de se evoluir em estudos envolvendo tratamento dos dejetos suínos, pretende-se aqui investigar a eficiência da “Lagoa de Alta Taxa de Degradação” relacionada a remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, pois tal sistema apresenta como principais vantagens: baixo tempo de retenção hidráulico, proporciona eliminação de odor e mosquitos, baixo acúmulo de lodo no reator, eficientes remoções das frações nitrogenadas e fosforadas.

A Lagoa de Alta Taxa de Degradação é projetada para ser um processo aeróbio de tratamento secundário, análogo ao sistema de lodos ativados. Neste processo, a adsorção e oxidação biológica da matéria orgânica em suspensão e dissolvida, são efetuadas por microorganismos aeróbios na presença de oxigênio produzido pelas algas.

Finalmente pretende-se como objetivo secundário deste trabalho, avaliar o potencial de carpas herbívoras na remoção das algas presentes no efluente da lagoa de alta taxa. Os estudos serão conduzidos visando o resíduo final e não o desempenho dos peixes.

2.0. OBJETIVO

O objetivo geral deste trabalho é avaliar o desempenho da lagoa de alta taxa de degradação, como método de tratamento dos dejetos suínos, constituindo uma alternativa minimizadora dos impactos ambientais característicos desta atividade.

2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar os principais mecanismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, utilizando-se a lagoa de alta taxa de degradação como método de tratamento secundário dos dejetos suínos.
- Verificar a eficiência da lagoa de alta taxa de degradação na remoção dos principais elementos eutrofizantes: nitrogênio e fósforo.
- Avaliar a eficiência desta lagoa, operada como reator de batelada.
- Avaliar a carpa Chinesa como filtro biológico , na separação das algas contidas no efluente da lagoa de alta taxa de degradação
- Contribuir com a minimização dos impactos ambientais determinados por resíduos orgânicos.

3.0. REVISÃO DA LITERATURA

3.1 CARACTERÍSTICAS GERAIS DOS RESÍDUOS SUÍNOS

3.1.1. Avaliação quantitativa

A suinocultura operacionalizada na forma de confinamento, gera como efluente um resíduo com elevadas concentrações orgânicas, resultante dos excrementos sólidos e líquidos dos animais, que somados a água utilizada para a lavagem das instalações e demais impurezas, formam como produto um material líquido de cor escura e odor desagradável, denominado comumente de “*liquame*” (Konzen, 1980). Liquame é um termo de origem italiana, definido pelo Dizionario Italiano como líquido proveniente das fossas formado pela decomposição de substâncias orgânicas inorgânicas (Ilnuovo, 1984).

É um termo muito utilizado para nomenclaturar o resíduo líquido proveniente das calhas das instalações suínícolas em confinamento. Capelli (1992) definiu liquame fresco como resíduo constituído de dejetos produzidos por animais, e recolhido nas canaletas de limpeza em um tempo padrão de 2 dias.

As variações quantitativas e qualitativas dos dejetos produzidos, estão basicamente associadas ao sistema de manejo utilizado, onde o volume de efluente assim como sua composição química, dependem de inúmeros fatores.

A quantidade total de resíduos líquidos produzidos varia de acordo com o desenvolvimento ponderal dos animais, cerca de 8,5 a 4,9% de seu peso vivo/dia, para a faixa de 15 a 100 kg (Oliveira et al, 1992). Um dos componentes que influi marcadamente na quantidade de dejetos líquidos é a produção de urina que, depende diretamente da ingestão de água, que por sua vez está associada às diferenças sazonais e ao tipo de bebedouro utilizado (Silva, 1973).

A produção de liquame deve ser assumida como sendo diretamente proporcional ao peso vivo do animal. A produção diária de resíduo líquido varia de um fator “K” vezes seu peso vivo, sendo K=3,6% em caso de suínos e de 5,4 % para gado de leite (Taiganides, 1977).

(Loehr, citado por Silva, 1973) em seus trabalhos desenvolvidos no estado de New York EUA, verifica que a produção de dej/dia é da ordem de 6% do peso vivo do animal, resultando em uma produção diária em torno de 2,7 kg de estrume por suíno de 45 kg, e que a quantidade de urina é da ordem de 30% do peso total dos excrementos.

Estudos desenvolvidos por Konzen (1980), promoveram a quantificação dos dejetos suínos produzidos por dia, destacando a produção das frações sólidas e líquidas nas diversas fases do ciclo criatório:

QUADRO 1. Volume de dejetos gerados nas diversas fases do ciclo criatório.

Categoria	Esterco	Esterco + urina	Dejetos líquidos	Estrutura p/ estocagem m ³ /animal/mês	
	kg/dia	Kg/dia	Kg/dia	Esterco + urina	Dejetos líquidos
25-100 kg	2,30	4,90	7,00	0,16	0,25
Cobrição e gestação	3,60	11,00	16,00	0,34	0,48
Porca c/leitões	6,40	18,00	27,00	0,52	0,81
Macho	3,00	6,00	9,00	0,18	0,28
Leitões	0,35	0,95	1,40	0,04	0,05
Média	2,35	5,80	8,60	0,17	0,27

Fonte: Tietjen (1966), Committee of National Pork Producers Council (1981), Loehr (1974), Sancevero et al., (1979) citados por Konzen, (1980).

O volume total de liquame produzido nas instalações, pode variar consideravelmente em função do volume de água utilizada para lavagem das instalações, tipo de bebedouro e desperdício de água. (Oliveira et al, 1992).

De acordo com o exposto, podemos concluir que o volume d' água gasto nas instalações é função não somente do peso dos animais, mas também decorre do controle do desperdício, pois além de constituir-se em medida preventiva da poluição, irá racionalizar o dimensionamento dos sistemas de tratamento e aproveitamento. Sugere-se como primeira medida a ser tomada pelo produtor.

3.1.2. Avaliação qualitativa

As características químicas dos resíduos de suínos são evidenciadas através de uma série de trabalhos já realizados, mostrando-se extremamente variáveis e de difícil comparação, pois nem sempre são relatadas as condições locais do experimento onde foram realizados, tais como o clima, tipo de alimentação associado ao desperdício, método de amostragem e principalmente a quantificação do montante de água utilizada, responsável pelas diferentes diluições do resíduo final.

A heterogeneidade com relação ao teor de matéria seca nos diferentes sistemas criatórios, faz com que haja acentuadas variações analíticas, provocada basicamente pelo manejo hídrico de cada instalação. Os quadros 2 e 3 mostram as características químicas dos dejetos brutos colhidos na calha em diferentes sistemas de manejo. O primeiro decorre de teste realizado em Santa Catarina (EMBRAPA-CNPSA) durante o segundo semestre de 1995 e o segundo realizado em Minas Gerais por Konzen (1980). Os resultados evidenciam acentuada variação na concentração dos sólidos totais (ST) entre os dois sistemas.

QUADRO 2. Características químicas dos dejetos suínos na fase de crescimento e terminação

VARIÁVEIS (mg/l)	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA
DQOt	11530.2	38448.0	25542.9
ST	12697.0	49432.0	22399.0
SV	8429.0	39024.0	16388.8
SF	4268.0	10408.0	6010.2
SED	220.0	850.0	428.9
NTK	1660.0	3710.0	2374.3
Pt	320.0	1180.0	577.8
Kt	260.0	1140.0	535.7

Fonte: EMBRAPA/CNPSA.

QUADRO 3. Características químicas dos dejetos suínos em ciclo completo, decorrentes de amostras retiradas na calha de retenção no estado de Minas Gerais em 1980.

VARIÁVEIS	MÉDIA
pH	6.94
MS (%)	8.99
S.T. (mg/l)	90000
S.V. (mg/l)	75050
NTK (mg/l)	6000
P.t. (mg/l)	2500
Kt (mg/l)	1200
DBOt (mg/l)	52270
DQOt (mg/l)	98640

Fonte: Konzen (1980).

Com isto observamos que os índices de sólidos totais (ST) obtidos em Santa Catarina (2,2%), são aproximadamente 4 vezes menores dos que os estabelecidos por Konzen (9%), caracterizando um modelo de manejo que proporciona uma maior quantidade de resíduo, porém mais diluído com valores de DBO e DQO bem inferiores.

Silva (1973) em seu trabalho de dissertação, mostra que a caracterização química deste resíduo em termos da DQO, DBO e ST (percapita) varia de acordo com o peso do animal, cujos resultados indicam uma variação de 125 g DBO / cab. dia a 195 g DBO / cab. dia para suínos de 45 a 115 Kg respectivamente. Estes parâmetros foram quantificados, através de um desenvolvimento ponderal em intervalos de 5 Kg, resultando nas seguintes relações para valores percaptos (g / suíno / dia), onde P é o peso do animal em Kg:

$$(DBO = 80 + P) (ST = 295 + P)$$

$$(DQO = 200 + P) (SV = 220 + P)$$

Assim, um suíno com 65 Kg de peso vivo, iria produzir em termos percaptos uma DBO de 145 g / dia, uma DQO de 265 g / dia, 360 g / dia de sólidos totais sendo 285 g / dia o conteúdo volátil.

Através dos resultados obtidos nos quadros 2 e 3, conclui-se que existe uma estreita relação entre os valores da demanda química de oxigênio (DQO) e os sólidos totais (ST). A elevada concentração dos sólidos voláteis (SV) em relação aos fixos (SF), demonstra o elevado teor em matéria orgânica não mineralizada, assim como concentrações médias na ordem de 2500 mg/l para o nitrogênio total, e 600 mg/l para o fósforo total, caracterizam o dejetos de suínos como potencial agente eutrofizante.

3.2. CONCEITO DE POLUIÇÃO

Sob o ponto de vista sanitário, toda e qualquer alteração verificada na comunidade biótica de um curso d'água, deveria ser interpretada como denunciadora de poluição e, toda espécie animal ou vegetal surgida no meio, após uma dessas modificações, seriam os indicadores de poluição (Branco, 1978).

A palavra poluição provém do latim “polluo”, que significa sujar, manchar, conspurcar, podendo ser definida como qualquer interferência danosa nos processos de transmissão de energia em um ecossistema (Mendonça, 1990).

Segundo a portaria P-TB-145, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1973), a poluição é definida como qualquer interferência prejudicial aos usos preponderantes das águas, do ar e do solo previamente estabelecidos.

A poluição exerce um efeito geralmente deletério sobre grande parte dos organismos que vivem em uma massa d'água. A morte de peixes constitui o efeito biológico mais visível da poluição dos cursos d'água, entretanto além da morte destes, ocorre também a destruição em massa de grande número de outros organismos e microorganismos, cuja ausência passa despercebida. Por outro lado, entretanto, pode surgir, ocupando lugar destes organismos, uma nova fauna e flora constituídas por organismos resistentes às novas condições estabelecidas no meio (Branco, 1978).

Associações biológicas em águas poluídas dizem respeito, principalmente, à produção de oxigênio por organismos fotossintetizantes, beneficiando o desenvolvimento de outros seres aeróbios, especialmente bactérias que, oxidando a matéria orgânica através do seu processo respiratório, enriquecem o meio em sais minerais, indispensáveis à vida autotrófica dos primeiros.

Portanto, as águas poluídas caracterizam-se a apresentar pequeno número de espécies, as quais, estando livres de concorrentes e dispondo de abundância alimentar, tendem a reproduzir-se rapidamente, e que águas residuárias de natureza orgânica, embora menos danosa do que as industriais, pode determinar sérios impactos aos mananciais, pois possuem em sua composição acentuada concentração de elementos que proporcionam a produtividade primária, (C, N e P) (Oswald, 1988).

A nível de estado, Santa Catarina apresenta uma situação delicada com relação a qualidade dos seus recursos hídricos. De acordo com a (CASAN, citado por oliveira, 1992), o sistema de abastecimento caracteriza-se por utilizar 82 % da captação a partir de mananciais superficiais, 15 % nos lençóis subterrâneos e apenas 3 % em outro tipo de mananciais.

A extensão do problema, resulta do fato de que 80 % dos recursos hídricos do território catarinense, encontram-se seriamente comprometidos em decorrência dos impactos ambientais gerados pelos lançamentos de efluentes de esgotos urbanos, de animais, industriais, uso inadequado de agrotóxicos e erosão (FATMA, citado por Oliveira, 1992).

Porém, pode-se concluir que os danos causados pela redução do oxigênio dissolvido provocada pela presença de compostos orgânicos em cursos d'água, proporcionando riscos de contaminação por patógenos, a intensa eutrofização verificada atualmente pela quase totalidade dos rios catarinenses, fornecendo desta forma disponibilidade alimentar para o desenvolvimento dos *simollideos* (borrachudo) e o risco de contaminação por nitratos nas águas subterrâneas que são os principais fatores determinantes do grau de entropia dos mananciais catarinenses.

Os impactos provocados pelos dejetos suínos oriundos da fração nitrogenada, possivelmente sejam os que determinem maiores danos, pois além de ser elemento essencial no processo de síntese causando floração das águas superficiais, o nitrogênio em contato com águas subterrâneas induz a formação de nitratos, de maneira que quando ingerido conseqüentemente em meio anaeróbio é reduzido a nitrito, elemento conhecidamente cancerígeno (Picot, 1992).

Sob a ótica ambiental, podemos concluir que relacionado-se os fatos mencionados a nível de manejo hídrico, caracterização química do resíduo, aspectos sociais e físicos do estado de Santa Catarina, percebe-se a inviabilidade na continuidade do programa, que dirige a alocação de todo o volume dos dejetos suínos produzidos como biofertilizante, com riscos não quantificáveis em relatórios de impactos ambientais. (RIMA).

3.3. PRINCIPAIS INDICADORES POLUENTES.

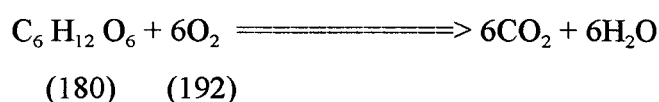
Quanto maior for a quantidade de matéria orgânica existente nas águas residuárias, maior será sua concentração e conseqüentemente seu poder poluente, a qual é principalmente avaliada através do índices da DBO₅ e DQO, ambas quantificadas em mg/l. (Silva & Mara, 1978).

Serão descritos a seguir os principais aspectos das variáveis monitoradas neste trabalho.

Demanda Teórica de Oxigênio (DTO - mg/l)

Corresponde à quantidade estequiométrica de oxigênio necessário para oxidar completamente a matéria orgânica existente nas águas residuárias. É portanto a quantidade teórica de oxigênio requerida para transformar completamente a fração orgânica dos despejos, produzindo gás carbônico e água.

Assim, na equação de oxidação total da glicose pode-se determinar a Demanda Teórica de Oxigênio de uma solução de 300 mg/l é 321 mg/l ($192/180 \times 300$).



Devido à complexidade da natureza das águas residuárias, sua DTO não pode ser calculada, mas na prática é determinada aproximadamente pela Demanda Química de Oxigênio. (Mendonça, 1990).

Demanda Química de Oxigênio (DQO - mg/l)

É a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica e inorgânica oxidável de uma água, ou seja, a quantidade de oxigênio consumida por diversos compostos sem a intervenção de microorganismos. Quantifica indiretamente o teor de carbono através do consumo de oxigênio gasto no processo de oxidação da matéria orgânica contida nas águas e passível de ser oxidada. É obtida medindo-se o volume de dicromato de potássio gasto na oxidação do carbono em presença de ácido sulfúrico (APHA - AWWA - WEF, 1992).

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO - mg/l)

Representa a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria orgânica pelas bactérias. É portanto a estimativa da matéria orgânica biodegradável. (Silva & Mara, 1978).

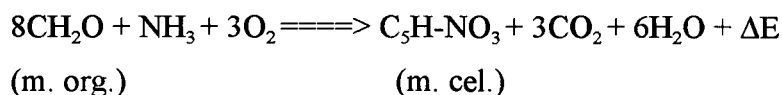
O conceito DBO₅ é originário da Grã-Bretanha a “Royal Commission” escolheu a estimativa da DBO em cinco dias e a 20°C, devido ao fato dos rios britânicos terem um tempo de escoamento para o mar aberto inferior a cinco dias e uma média de temperatura no verão de 18,3°C (Mara, 1976).

O consumo de oxigênio em águas residuárias, é determinado basicamente pela utilização deste elemento pela biomassa bacteriana, na oxidação de três classes de materiais:

- Matéria orgânica carbonácea, usada como de alimentação pelos organismos aeróbios.
- Nitrogênio oxidável, derivado de nitritos, amônia e compostos de nitrogênio orgânico que servem de substrato para bactérias específicas, do gênero *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*, que oxidam a amônia em nitritos e nitratos.
- Compostos redutores químicos, como o íon ferroso (Fe²⁺), sulfito (SO₃²⁻) e sulfeto (S²⁻) que são oxidados simplesmente pela presença de oxigênio dissolvido. (Mendonça, 1990).

As reações aeróbias para a estabilização da matéria orgânica ocorrem, em um sistema fechado (frasco de teste para a DBO), em duas fases distintas, a de assimilação e a de respiração endógena (Eckenfelder, 1980).

Na primeira, a matéria orgânica presente na água residuária é utilizada pelos microorganismos para suas atividades metabólicas de crescimento e obtenção de energia, resultando na depleção de oxigênio e no crescimento de novos microorganismos, podendo ser representada pela seguinte equação:



Quando a matéria orgânica originalmente presente na água residuária é removida, tem início a segunda fase de oxidação. Neste momento a população de microorganismos se encontra em seu máximo e, na ausência de alimento disponível, faz uso do próprio protoplasma para a manutenção das suas exigências metabólicas, caracterizando esta fase como auto-oxidação ou de respiração endógena, explicada pela seguinte equação:



Material Sólido (ST - mg/l)

O conteúdo de sólidos totais em águas residuárias indicam o teor de matéria seca das mesmas, e de maneira aproximada os sólidos voláteis caracterizam a fração de material orgânico, assim como o teor de sólidos fixos indicam o teor de sólidos minerais.

A dureza das águas aumenta com o teor de sólidos totais, e a quantidade de material coloidal não dissolvido e em suspensão aumentam com o grau de poluição. Por isso, a determinação do resíduo não filtrável é de grande utilidade para avaliar o impacto poluidor do efluente final. (CETESB, 1992).

NITROGÊNIO TOTAL (NTK - mg/l)

Das formas bioquimicamente interconvertíveis do ciclo do nitrogênio, as que tem maior interesse no estudo de águas residuárias são o nitrato, nitrito, a amônia e o nitrogênio orgânico.

O nitrogênio total (Kjeldahl), é o resultado da soma da amônia livre e do nitrogênio orgânico. O nitrogênio orgânico é definido como aquele nitrogênio organicamente ligado e no estado de oxidação-3. Inclui materiais tais como proteínas, peptídeos, ácidos nucleicos, uréia e substâncias orgânicas sintéticas.

Concentrações elevadas de nitrogênio orgânico e amônio são indicativos de poluição recente, enquanto que concentração elevada de nitrato decorre de contaminações mais antigas. Águas de abastecimento contendo quantidades excessivas de nitrato podem ser causadoras de metahemoglobinemia em crianças, assim como câncer em adultos, por isso o limite estabelecido para este tipo de água é de 10 mg/l sob a forma de nitrogênio, ou de 45 mg/l sob a forma de NO_3^- (CETESB, 1992).

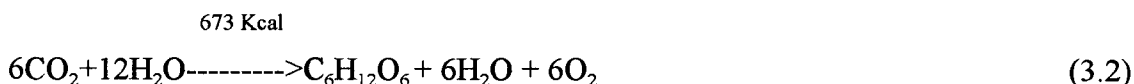
3.4. CARACTERÍSTICAS GERAIS DAS ALGAS

As algas são organismos caracterizados em parte, por uma grande simplicidade de estrutura. Com exceção das algas azuis, diferem das bactérias pela presença de núcleo celular, reprodução sexuada e plastos ou cromatóforos contendo os pigmentos fotossintetizantes, através do qual, sob a influência da luz solar, utilizam o gás carbônico como fonte de carbono no processo de síntese, liberando oxigênio no meio líquido. Podem se apresentar sob forma de células isoladas, dotadas ou não de movimentos como as *Chlamydomonas* e *Chlorella* respectivamente, ou formando colônias filamentosas: *Anabaena*, esféricas: *Volvox*, planas: *Gonium*, ou irregulares: *Microcystis*. Além disso, podem ser pluricelulares, com formas variadas, geralmente filamentosas, com ou sem ramificação. As células apresentam cloroplastos em número variável que permite muitas vezes identificar o gênero, sendo característicos nestas algas que contêm plastos a presença de pirenóides, correspondendo a centros em torno dos quais se dá a deposição de amido (Branco, 1978).

Os processos de tratamentos secundários e terciários envolvendo sistemas de lagoas de estabilização, como por exemplo lagoas facultativas e de alta taxa de degradação, caracterizam-se por apresentarem condições favoráveis ao desenvolvimento de algas, favorecido pela abundante presença de nutrientes (NH_4^+ , PO_4^-). Nestas lagoas observa-se uma relação mutualística entre algas e bactérias (fig.3.1), onde o oxigênio fotossintetizado, será utilizado pelas bactérias, no processo de oxidação biológica da matéria orgânica. As bactérias envolvidas em processos oxidativos referentes a resíduo orgânico doméstico são principalmente as *Pseudomonas sp*, *Flavobacterium sp*, e *Alcaligenes sp*, que por sua vez utilizam o CO_2 liberado como subproduto das reações fotossintéticas. (Oswald, 1988).

O suprimento de oxigênio na camada aeróbia em lagoas de estabilização onde observa-se a presença de algas, depende principalmente da atividade fotossintética e da reaeração superficial através da interface ar/água. As maiores concentrações de oxigênio dissolvido verificam-se na faixa de maior intensidade luminosa, entre 12 e 16 horas, onde ocorre de forma intensa. (Mendonça, 1990).

A equação 3.2 descreve a reação de síntese que se passa nas células possuidoras de clorofila, trata-se de uma reação fotoquímica, na qual o gás carbônico retirado do ar é combinado à água, consumindo energia proveniente da luz, na proporção de 673 quilocalorias por molécula grama, para formar açúcar e, o oxigênio como subproduto. Principalmente a rigorosa equivalência entre o oxigênio liberado e o gás carbônico consumido, faziam crer que o oxigênio era na realidade, proveniente do desdobramento do gás carbônico.



Somente com a introdução de métodos baseados na utilização de isótopos radiativos como elementos marcadores, é que se tornou possível verificar que o oxigênio final provém na realidade, não do gás carbônico mas sim, da água consumida, e como consequência o numero de moléculas de água que entra na reação deve ser o dobro das de gás carbônico (Branco, 1978).

A quantificação da biomassa algal presentes em lagoas de estabilização, é principalmente realizado através da determinação da clorofila-a, podendo-se efetuar monitoramento em amostras coletadas diretamente na massa líquida ou no efluente (Rai, citado por Mendonça, 1990)

→ Pesquisas realizadas por Konig (1984), com lagoas rasas o período entre jan/77 a maio/79, mostrou que ocorreu significativas variações nas concentrações de clorofila-a, tanto no efluente como na massa líquida, sendo atribuídas ao fenômeno de estratificação das algas na coluna d'água em zonas bem definidas. Também foi observado que o aumento da carga orgânica superficial, provocou uma redução da biomassa fitoplantônica presente nas lagoas, possivelmente relacionado ao aumento da turbidez e a diminuição do tempo de retenção.

3.5. PRINCIPAIS ASPECTOS DA LAGOA DE ALTA TAXA DE DEGRADAÇÃO

As bibliografias consultadas revelam que os trabalhos com este tipo de reator, foram idealizados e desenvolvidos por William J.Oswald na década de 1960, prevendo-se manejo em regime de fluxo contínuo e utilizada como tratamento de resíduos domésticos. Com isto a Lagoa de Alta Taxa de degradação foi projetada para ser um processo aeróbio de tratamento secundário, análogo ao sistema de lodo ativado. Neste processo, a adsorção e oxidação biológica da matéria orgânica em suspensão e dissolvida, é estabilizada por microorganismos aeróbios na presença de oxigênio produzido pelas algas (Oswald et al, 1988).

Assume-se que o oxigênio produzido pelas algas será usado na oxidação bacteriana do esgoto, por isso é essencial que na lagoa ocorra uma mistura a uma velocidade linear de 0,15 m/s, bem mais lenta do que 0,60 m/s utilizada para o valo de oxidação, tendo como finalidade manter as algas em suspensão e as bactérias provenientes do lodo em semi suspensão próximas ao fundo. Estudos em Israel têm apontado que uma velocidade de fluxo na ordem de 0,10 m/s é suficiente para alcançar este objetivo (Shelef & Azov, 1987).

Decorrente do processo de mistura da massa líquida, associada à produção de CO_2 pelas bactérias, e sua utilização pelas algas, o pH até 30 cm de profundidade não varia significativamente, sendo que sem o sistema de mistura o pH iria diferir duas unidades. Este fato torna-se relevante, se relacionarmos que os resultados de recentes pesquisas vêm demonstrando que os principais fatores que afetam a taxa de remoção das bactérias patogênicas em lagoas de estabilização são a temperatura, o pH e a concentração de algas. Fatores ligados a produtividade algal como, concentração de oxigênio dissolvido, penetração da radiação ultra violeta também são citados como contribuintes para o processo de inativação dessas bactérias (Pearson et al, 1987).

O maior benefício deste modelo de lagoa, está na elevada produção de oxigênio a baixo custo, frequentemente $20\text{gr/m}^2/\text{dia}$ podendo chegar a $50\text{gr/m}^2/\text{dia}$. Operando-se a 30cm de profundidade, cada m^2 irá conter 300 litros que receberá 66 mg de oxigênio a partir da atividade fotossintética diariamente.

Especialmente em regiões tropicais verifica-se que a remoção da DBO, ocorre rapidamente, necessitando aproximadamente 4 dias para o tempo de detenção. Por outro lado, maiores tempos de residência poderão ser requeridos para promover a desinfecção e outros benefícios. Caso o tempo de retenção hidráulico seja acima de 5 dias, isto é, estendido sob o ponto de vista do carbono estimado pela DBO, ocorrerá uma elevação no nível do pH estabilizando-se entre 9 e 10, com isto observa-se que a Lagoa de Alta Taxa promove a remoção de nitrogênio através da volatilização na forma de amônia, do fósforo podendo precipitar na forma de fosfato amônio de cálcio ou como compostos similares (Picot et. al, 1992).

Existe grande necessidade em se promover a remoção de algas, caso contrário determinará um efluente com elevados sólidos em suspensão, além de um aumento artificial da DBO. Portanto a remoção de algas constitui-se em grande problema principalmente quando também se converge resíduos industriais (Oswald, 1988).

3.5.1. Produção de oxigênio pelas algas

O princípio teórico que orientou os estudos desenvolvidos por Oswald e Gotaas durante a década de sessenta na Califórnia EUA, fundamentou-se no dimensionamento de um reator que viesse a proporcionar a máxima produção de oxigênio decorrente do processo fotossintético. Com isto, deve-se primeiramente determinar em condições normais de pH e temperatura, a relação entre a concentração do resíduo (afluente) e a capacidade deste em permitir um acentuado crescimento das algas.

De acordo com este princípio, o processo oxidativo neste reator, é determinado por um ciclo onde a matéria orgânica inicial é oxidada bacteriológicamente em presença do oxigênio fotossintetizado, o dióxido de carbono proveniente desta oxidação é absorvido pelas algas como fonte energética, mantendo-se assim através de um ciclo a constante produção de O_2 , conforme diagrama apresentado na figura 3.1.

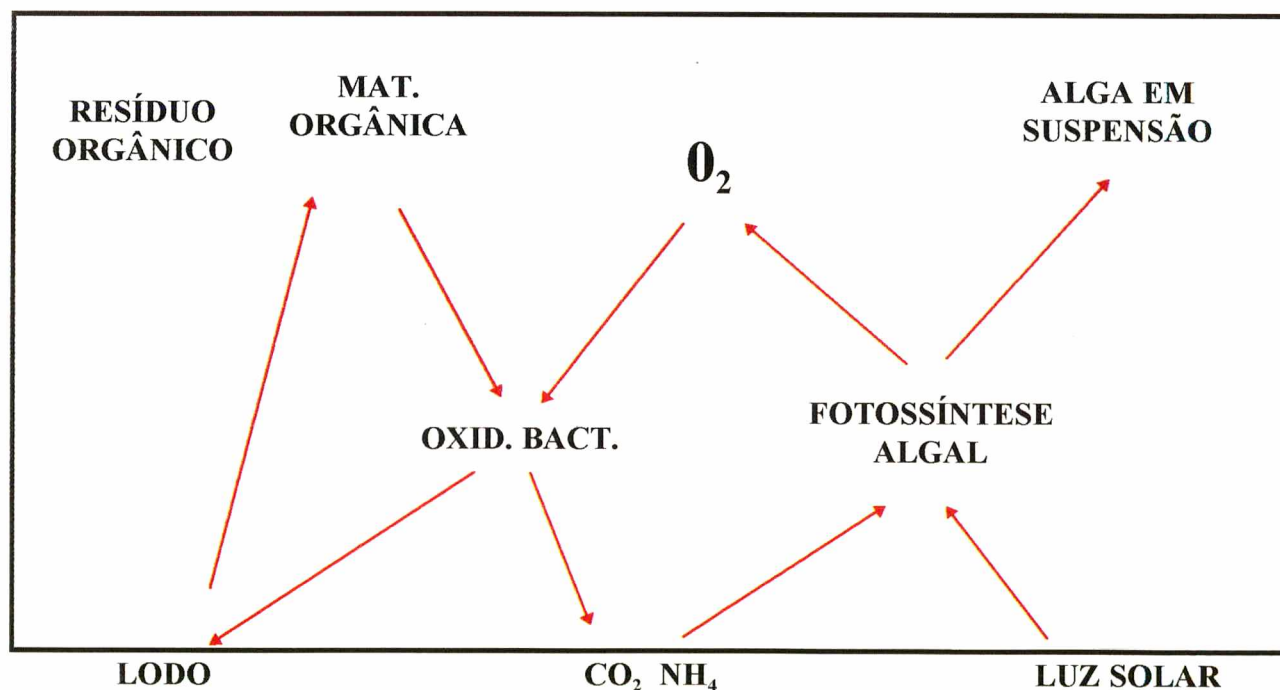


FIGURA 3.1. Ciclo que evidencia a relação da oxidação da matéria orgânica através da oxigenação fotossintética em lagoa de alta taxa de degradação Fonte: (William J. Oswald, 1988)

Segundo (Silva & Mara, 1978). a produção de oxigênio pelas algas é dependente da intensidade da radiação solar recebida pela superfície da lagoa, a qual é medida em langleys ou calorias/cm².dia, e diretamente proporcional ao peso (W) das algas produzidas na lagoa em Kg/ha.dia. Com isto a biomassa fitoplantônica pode ser estimada pela equação (3.5), sendo obtida através da relação entre o produto da radiação solar (E) e a eficiência ou capacidade de absorção luminosa por parte das algas (n - 0.06), sobre o calor de combustão (H - 6x10⁶). O valor 10⁸ é para o ajuste de unidades em partes por milhão.

$$W = \frac{10^8 \times E \times n}{H} \quad (3.5)$$

A relação entre a composição química da alga e do resíduo poderá quantificar o volume de algas, necessário para a oxidação de cada nutriente característico do substrato, ou seja C, N e P. Desta forma para um afluyente contendo 100 mg/l de carbono dissolvido, 20 mg/l de Nt e 5 mg/l de Pt, serão necessário 200 mg de algas para oxidar o carbono (100 / 0,5), 250 mg para o nitrogênio (20 / 0,08) e 500 mg para o fósforo (5 / 0,01).

A formula estequiométrica para a célula algal (C₁₀₆ H₁₈₁ O₄₅ N₁₆ P), é obtida através da relação entre os percentuais de cada nutriente presente na célula e o peso atômico correspondente de cada elemento de acordo com a equação 3.6:



Isto quer dizer que 1 mol de material celular algal com peso molecular de 2429, produz 118 moles de oxigênio com peso molecular de 3776. Esta relação nos fornece o rendimento de oxidação por síntese de biomassa fitoplantônica (3776 / 2429 = 1,55) significando que, para cada grama de síntese são liberados 1,55 gr de oxigênio para o meio. Com isto pode-se obter o fator de oxigenação (O_F) definido pela relação entre a quantidade de oxigênio produzida e a requerida pela oxidação bacteriana.

A equação 3.7 determina que o fator de oxigenação pode ser expresso simbolicamente através da relação entre o produto da concentração de algas no tempo “t” (C_{CT}) pelo quociente do peso molecular do oxigênio produzido e a síntese algal (q), sobre a DBO no tempo “t” (Y_T)

$$O_F = C_{CT} \cdot q / Y_T \quad (3.7)$$

Os testes realizados por Oswald et al (1970) mostram que o fator de oxigenação variando de 0 a 1.5, a eficiência da remoção da DBO_5 sobe de 40 % a 93 % podendo-se observar um contínuo declínio da eficiência, em função do aumento do fator de oxigenação (O_F).

A figura 3.2 mostra a relação entre o aumento do fator de oxigenação e a eficiência na remoção da DBO, evidenciando que a máxima eficiência na remoção da DBO é obtida quando o fator de oxigenação se estabiliza em torno de 1,5 onde apresenta 93% de eficiência para a remoção carbonácea. Isto demonstra que o aumento do saldo de oxigênio proporcional ao acréscimo do (O_F), não determina melhoras na eficiência na remoção da DBO_5 .

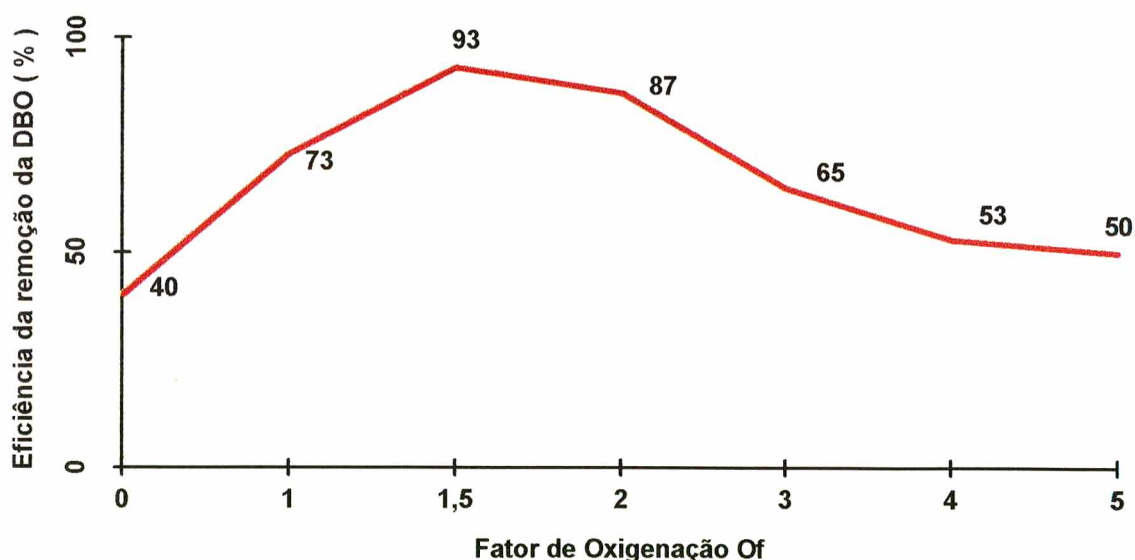


FIGURA 3.2. Influência da variação do fator de oxigenação na remoção da DBO_5 . Fonte: (Oswald et al, 1970)

Este fato é atribuído a fatores relacionados ao crescimento da biomassa, onde o saldo de O_2 proveniente da síntese algal também é acompanhado de acréscimo de matéria orgânica proveniente do metabolismo das algas, e principalmente devido ao fato de que o aumento do (O_F) vem acompanhado do aumento do pH, limitando a disponibilidade de bicarbonato (HCO_3) principal fonte de carbono utilizada pelas algas (Oswald, 1988).

Canovas & Picot (1989) em seus estudos com lagoa de alta taxa de degradação, verificaram uma variação diária do oxigênio dissolvido (OD) de 0,2 a 30 mg / l. Ao longo de dois anos de monitoramento, foi constatado que as variações de oxigênio neste tipo de reator, estão associadas as taxas de clorofila-a e às variações sazonais, que por sua vez são função direta da radiação solar e da temperatura. A figura 3.3 descreve os resultados relativos às médias semanais entre 1988 e 1990 mostrando que a menor radiação solar foi em dezembro (75 langleys / dia) e a maior em julho (600 langleys / dia). Os valores de oxigênio dissolvido, referem-se às médias semanais das máximas taxas registradas, podendo-se observar que a elevação nas concentrações de clorofila-a acarreta no aumento do oxigênio dissolvido.

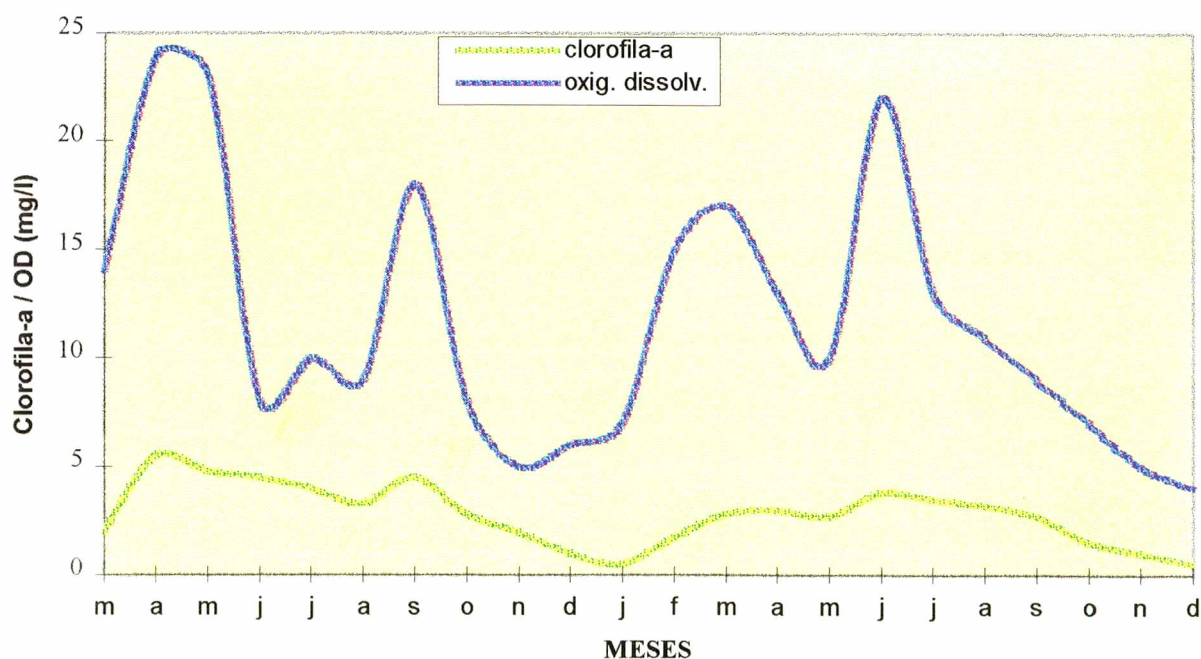


FIGURA 3.3. Variação dos níveis da clorofila A (CHL-a) e do oxigênio dissolvido (OD) entre 1988 e 1989 na lagoa de alta taxa de degradação em Montpellier, França. Fonte :Canovas & Picot (1989).

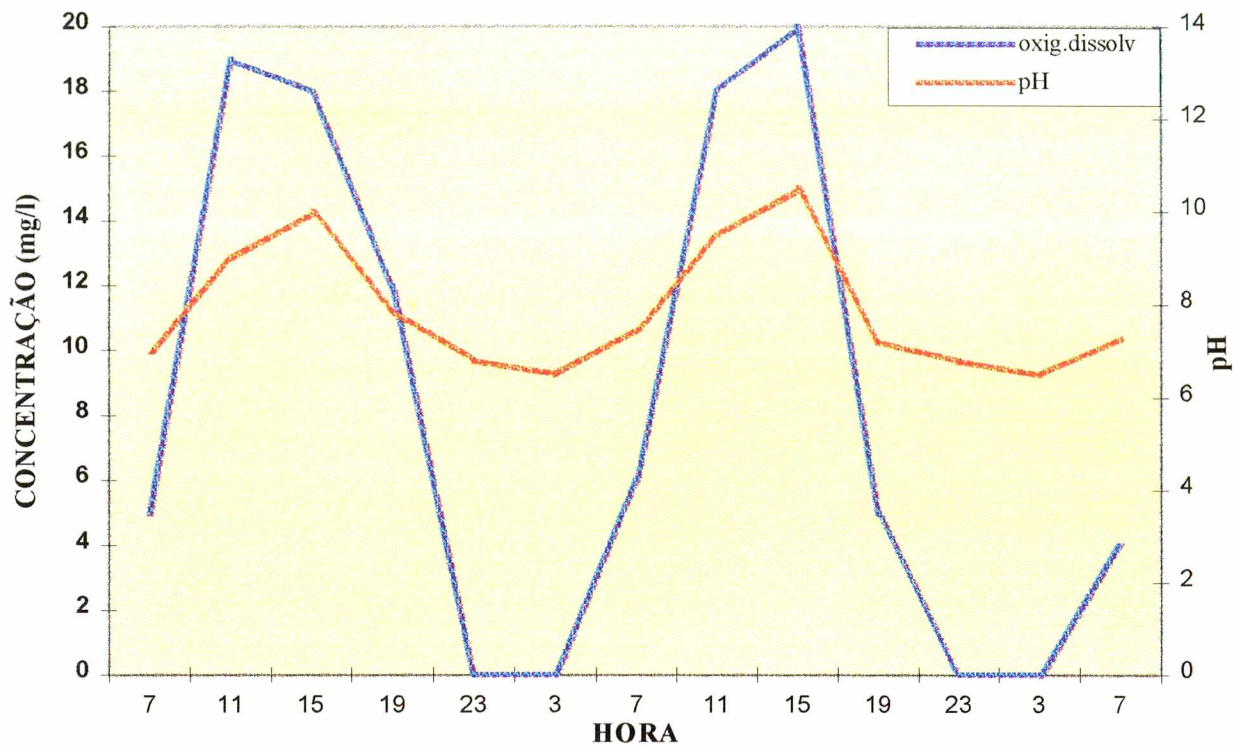


FIGURA 3.4. Variação do oxigênio dissolvido (mg/l) e pH em função da hora, na lagoa de alta taxa de degradação em Montpellier Fonte: Canovas & Picot (1989).

Picot & Moersidik (1987) mostram através da figura 3.4 o resultado do estudo que caracteriza a interferência do fator hora, com relação às variações da radiação solar, pH, O_2 .

Percebe-se uma relação entre as variações do oxigênio dissolvido e pH, com isto as variáveis que sofrem interferência direta das alterações destes parâmetros, também deverão descrever curvas que evidenciem a mesma relação. Picot et al (1989) mostram (figura 3.4) que realmente tal fato ocorre, onde as horas de maior intensidade luminosa são acompanhadas de uma alcalinização no meio.

Estas variações de pH do meio em função das concentrações de oxigênio dissolvido decorrem de que a intensa atividade fotossintética pode remover dióxido de carbono mais rapidamente do que sua reposição pela atividade bacteriana. Isto é determinado pela dissociação dos íons bicarbonatos liberarem além do CO_2 necessário às algas, também liberam como subproduto, o íon hidroxila responsável pela alcalinização do meio. (Konig, 1990).

De acordo com Goldman & Jenkins, citado por Oswald (1974) as variações do pH por sua vez interferem sobremaneira no poder de síntese da biomassa algal, onde concentrações hidrogeniônicas na faixa alcalina restringe o bicarbonato, principal fonte carbonácea utilizada pelas algas, verificando-se que para a *Scenedesmus quadricauda*, alga comum em lagoas de estabilização, sua taxa de crescimento máximo é alcançada com níveis de carbono inorgânico entre 4 e 6 mg/l.

Pode-se concluir que as modificações químicas da massa líquida em lagoas de alta taxa de degradação ou mesmo em lagoas rasas, são principalmente determinadas por fatores climáticos, responsáveis pelas concentrações de oxigênio dissolvido oriundo do processo fotossintético.

O acentuado crescimento fitoplantônico, consome grande parte do bicarbonato presente (HCO_3), que trás como consequencia não somente a alcalinização do meio, mas o declínio da biomassa em função da limitação de carbono disponível para o metabolismo algal.

3.5.2. Fluxo em carrossel

Os trabalhos com valo de oxidação a nível de tratamento secundário envolvendo resíduos orgânicos, vinham evidenciando algumas adversidades identificadas por Oswald et al (1957) e constatadas por Shelef et al (1978) tais como largas flutuações de pH, oxigênio dissolvido, alto gasto energético principalmente quando operada em fluxo contínuo, além de oferecer riscos de contaminação atmosférica pelo efeito aerosol.

Com isto Oswald (1960), com intuito de verificar a eficiência de um sistema análogo porém de menor custo operacional. Utilizaram a mesma estrutura física de formato elíptico do valo de oxidação, de maneira a favorecer o fluxo em carrossel, que trata-se da completa circulação da massa líquida ao longo da lagoa, auxiliada pela contínua movimentação das pás. A metodologia para a definição da velocidade ideal, correspondendo a menor velocidade capaz de manter a biomassa em suspensão, foi embasada nos trabalhos desenvolvidos por Soeder et al (1956), que em escala experimental e utilizando esgoto sintético na Alemanha em meados da década de cinquenta, demonstrou a possibilidade de se obter excelentes resultados através de uma movimentação lenta da massa líquida.

Desta forma desenvolveu-se em escala real o primeiro experimento instalado na Universidade de Manilla nas Filipinas contendo duas lagoas com 100 m² cada, e providas de pás com 2 m de comprimento e 1,5 de diâmetro, girando com velocidades de 2 a 12 rpm. Estas variação promovem uma velocidade linear resultante na massa líquida, de 5 a 30 cm/seg.

Este processo foi adotado e avaliado na Universidade de Richmond Califórnia, chegando-se a conclusão que uma velocidade linear entre 12 cm/s a 15 cm/s, é a ideal para se alcançar os objetivos com este reator. Estudos em Israel têm apontado que uma velocidade linear em fluxo de carrossel na ordem de 10 cm/s, promove uma adequada mistura do líquido ao longo do reator (Shelef & Azov, 1987).

As investigações efetuadas por Picot et al (1989) com lagoa de alta taxa, no Centre de Lagunage de Recherche Pluridisciplinaire em Mèze France, utilizaram a velocidade preconizada por Oswald de 15 cm/s chegando a excelentes resultados.

3.5.3. Luminosidade e síntese algal

A profundidade em uma lagoa de alta taxa de degradação é estipulada de maneira que a intensidade de luz no fundo seja justamente zero. Com isto obtém-se o máximo de eficiência fotossintética e consequente rendimento oxidativo (Silva & Mara, 1979).

Oswald e Gottas, citados por (Silva & Mara, 1979) relacionaram a intensidade luminosa e o poder de síntese algal, definindo a profundidade da massa líquida que proporcione o máximo rendimento da lagoa. Os estudos fundamentaram-se nas equações 3.8 e 3.9 que descrevem a lei de Beer-Lambert para a absorção da luz em soluções:

$$S_d / S_0 = e^{-nCc d} \quad (3.8)$$

Integrando vem:

$$d = \ln S_0 - \ln S_d / Cc n \quad (3.9)$$

Em termos práticos utiliza-se o disco de Secchi para verificar o grau de penetração luminosa, onde a leitura do disco deve chegar a 2 / 3 da profundidade total da massa líquida, e a profundidade segundo Oswald (1988) poderá ser fornecida através de uma simples relação entre um fator que varia de 6000 a 9000 pela concentração da biomassa algal (mg / l). Esta variação é decorrente da intensidade luminosa e do grau de absorção, podendo ser determinado pelo balanço de energia, no qual o fluxo de energia solar diário "S" (cal / l) é multiplicado pela eficiência da utilização luminosa.

As algas utilizam apenas de 2 a 9 % da energia solar incidente para efeito de fotossíntese, sendo necessários aproximadamente 6 milhões de calorias para a produção de 1 Kg de algas (Silva et al, 1979).

Canovas (1989) explica que cerca de 90 % da energia solar incidente é convertida em calor, e menos de 10 % em energia química conferindo com o estabelecido por (Silva et al, 1979). que delimita 4 % como padrão para ser utilizado em projeto.

A intensidade luminosa (IS) na superfície segundo (Silva & Mara, 1979) pode ser estimada com base na energia solar incidente pela equação empírica 3.10:

$$I_s = 100 E N \quad (3.10)$$

A produtividade primária em ambientes aquáticos relaciona-se ao nível em que ocorre a taxa de eutrofização, que neste tipo de reator é traduzida em termos práticos na intensidade da atividade fotossintética, podendo ser definida por fatores ambientais e operacionais. Os principais fatores ambientais envolvidos no processo são a radiação solar e a temperatura, constituindo-se em parâmetros de difícil controle. Portanto os fatores operacionais são os que permitem a intervenção do processo levando assim sua otimização, sendo a profundidade da lagoa e o tempo de retenção os principais. (Oron & Shelef, 1982).

Desta forma a produtividade primária poderia ser estipulada pela equação 3.11, que mostra a relação direta da temperatura (TC^0) e radiação solar (S) nas variações da produtividade primária (P_p), coincidindo com aquelas apresentadas por Silva (1979) e Oswald (1960) e que excluindo os fatores ambientais, o crescimento da biomassa será em função da relação entre o tempo de retenção (Tr) e a profundidade (Z) estipulada para a massa líquida, podendo-se deduzir que a melhor eficiência na remoção de nutrientes será obtida na condição operacional Tr / Z que permitir a maior produtividade.

$$P_p = K (Tr / Z)^a S^b T^c \quad (3.11)$$

Os resultados obtidos por Pinto (1989) apontam que para as condições de Brasília DF, a profundidade de 0,45 m foi a de melhor eficiência para as remoções de nitrogênio, fósforo e DQO. Pinto também conclui que o rendimento do sistema está associado às cargas aplicadas,

verificando que para a DQO, o processo descreve uma inflexão na curva para as cargas ao redor de 700 Kg / ha.dia, independente da profundidade que foi operada a lagoa. Para o nitrogênio constatou que cargas maiores que 40 Kg / ha.dia determinam menores eficiências e para o fósforo 5,5 Kg / ha.dia.

Picot et al (1991) comparou a eficiência da lagoa de alta taxa de degradação operada em quatro profundidades: 0,30; 0,35; 0,45 e 0,60 m, constatando que as eficiências de remoção na lagoas são melhores nas estações quentes, e que podem ser determinadas pelo manejo definido pela relação entre o tempo de retenção e a profundidade. Os resultados obtidos por Picot e sua equipe mostram que as profundidades que apresentaram melhores resultados foram: no inverno, a 0,45 m seguida de 0,60 m, e no verão a de 0,35 m.

Estas conclusões verificam-se congruentes com as de Pinto (1989) evidenciando que o tempo de retenção hidráulico e a profundidade adotada na lagoa de alta taxa, são os parâmetros operacionais mais relevantes no rendimento deste mecanismo. Percebe-se que em locais de maior intensidade luminosa, a lagoa de alta taxa de degradação opera satisfatoriamente com maiores profundidades (0,45 m) como é o caso de Brasília, do que em Montpellier, França (0,35 m).

3.5.4. Avaliação da biomassa

Estudos da avaliação microbiológica existentes na lagoa de alta taxa de degradação foram desenvolvidos por Picot et al (1980) no sentido de se observar a interferência das variações sazonais, na quantificação zooplantônica e fitoplantônica. Os resultados mostram que a máxima concentração de clorofila-a, foi encontrada no início da primavera e no outono atingindo valores na ordem de 5,7 mg/l. Picot atribui o decréscimo dos níveis de clorofila-a no verão, devido a grande eutrofização do meio nesta época e a competição zooplâncton - fitoplâncton, o fitoplâncton serve de pastagem favorecendo o crescimento zooplantônico, destacando-se a *Cladocera* no primeiro ano de operação da lagoa e *Copepoda* e *Ostracoda* no segundo ano.

Os estudos desenvolvidos por Palmer (1969) conferem em parte com a avaliação feita por Picot, pois este conclui que a especiação da flora em lagoas de estabilização é mais influenciada pela matéria orgânica presente, do que certas características físicas da massa líquida como pH,

temperatura, oxigênio dissolvido, vazão etc..., e Picot relaciona as diferenças sazonais, ou seja, as modificações físicas do meio como determinantes das variações da interface substrato biomassa.

Mendonça (1990) conclui que em qualquer ambiente aquático, as variações da biomassa e diversidade das algas é uma resposta às mudanças nas características físico-químicas e biológicas da água, ressaltando que a variação do fitoplâncton em lagoas de estabilização é pouco acentuada, onde os grupos mais frequentemente encontrados são as cianobactérias, algas verdes, os flagelados pigmentados e as diatomáceas.

Os resultados mostrados por Canovas & Picot (1989) não conferem com o estabelecido por Mendonça (1990) uma vez que evidenciam profundas variações fitoplantônicas em função da época do ano, além de uma extrema relação entre estes microrganismos. Pode-se atribuir tal contradição nestas informações, ao fato de que as avaliações feitas por Mendonça foram realizadas em uma região tropical sujeita a poucas oscilações térmicas, e as feitas por Canovas & Picot, ao longo de dois anos, realizaram-se na França com estações do ano bem definidas, em clima temperado.

Konig (1984) avaliou as variações da biomassa em função da carga do afluente variando de 35 a 116 Kg DBO₅ / ha.dia, chegando a conclusão que as algas flageladas estão mais relacionadas a altas concentrações do esgoto, ressaltando que este fato não se aplica a todas as flageladas, evidenciando que as variações desta concentrações não interferem na *Euglena sp*, e principalmente com a *chlorogonium sp* que ao contrário das outras flageladas aumentam com a intensificação da carga. Esta diminuição dos gêneros flagelados foi acompanhada com o aumento dos gêneros não flagelados como *miractinium sp*, *Scenedesmus sp* e *Ankistrodesmus sp*.

O aumento dos não flagelados coincide também com a redução dos sólidos suspensos, com exceção da alga *Chlorella sp* não flagelada que esteve presente em elevado nível nas diversas concentrações estudadas.

A diminuição da frequência dos flagelados pode estar relacionada com a redução da matéria orgânica decaindo com isto a disponibilidade de alimento inclusive amônia.

Silva (1977) avaliando a biomassa algal em lagoas facultativas em série, verificou que o gênero *Euglena sp* foi o mais abundante durante o período examinado, seguido das algas *Chlamidonomas sp* e *Pyrobotrys sp*.

A presença de *Euglena sp* em ambientes altamente poluídos, está de acordo com o trabalho de Palmer (1969) que classificou este gênero como o mais tolerante à poluição. De acordo com Munavar (1970) a relativa abundância da *Euglena sp* está relacionada com as elevadas concentrações de matéria orgânica oxidável presente nestes ambientes. Estudos desenvolvidos por Provasoli & Pinter citado por König (1990) indicam que a distribuição da *Euglena sp*, a qual utiliza amônia como única fonte de alimento, estaria mais relacionada com a presença de amônia do que com a disponibilidade de matéria orgânica. Chama a atenção o fato da relação positiva entre as algas flageladas e a concentração orgânica da massa líquida, pois era de se esperar que decorrente da melhor capacidade locomotora, as flageladas deveriam se sobrepor. No entanto verifica-se o contrario, decorrente de processo nutricional.

Estudos realizados por Cadwell, confere com os de Neel e Hopkins, citados por Mendonça (1990), evidenciando que a *Chlamydomonas sp* é o gênero de alga mais frequente em efluentes de maior concentração orgânica, mostrando-se capaz de sobreviver em condições anaeróbias em lagoas que recebem cargas em torno de 336 Kg DBO / ha.dia

Silva & Mara (1979) também avaliaram a relação das variações orgânicas, nas diferenciações da biologia algal. Verificaram que, com o aumento gradativo da carga orgânica para níveis em torno de 577 Kg DBO / ha.dia, o número de gêneros reduziu para três: *Euglena sp*, *Chlamydomonas sp* e *Pyrobotrys sp*, sendo estes os únicos capazes de sobreviver a cargas com tamanha concentração.

Mendonça (1990) sugere que decorrente desta relação, a identificação e contagem dos gêneros de algas presentes e o grau de diversidade das amostras coletadas, pode indicar a carga orgânica do sistema, assim como o grau de tratamento alcançado.

As pesquisas realizadas por König (1984) mostraram grandes flutuações nos valores de clorofila-a no interior de lagoas facultativas, explicado através do efeito fototrófico nas microalgas. Também revelaram que o aumento da carga orgânica provoca uma redução da biomassa fitoplantônica, onde tal decréscimo pode estar também relacionado a fatores como aumento da turbidez, tempo de retenção hidráulico e elevações nos níveis de amônio decorrente do aumento da carga.

As avaliações efetuadas por Canovas & Picot (1989) em lagoa de alta taxa no período de fevereiro de 1988 a janeiro de 1989, mostram as variações dos teores de clorofila-a de acordo com a época do ano, constatando-se que as maiores concentrações foram alcançadas nas estações de maior equilíbrio térmico. Destacam o efeito bactericida determinado pelas toxinas geradas pelas algas, evidenciando que tal processo decorre das reações fotoquímicas mediadas por moléculas sensibilizadoras presentes na água e no interior dos microorganismos. Nestas reações estariam envolvidas formas tóxicas de oxigênio formadas pelos fotosensibilizadores, sendo os sensibilizadores exógenos mais comuns o ácido húmico e a clorofil-a liberada pelas algas mortas. Mendonça (1990) descreve que são numerosas as exotoxinas produzidas pelas algas com ação bactericida, destacando a clorelina sintetizada pela *Chlorella* como uma das mais conhecidas.

Mara & Silva (1979) também evidenciam o efeito bactericida estabelecido por lagoas de estabilização ligadas em série, demonstrando que 5 lagoas em série reduzem para valores inferiores a 100 coliformes para 100 ml de amostra.

3.5.5. Cinética do crescimento biológico

O processo de síntese biológica segundo Monod citado por (Mendonça, 1990) pode ser caracterizado em função de sua quantidade ou sua massa em um dado instante, pois se multiplicam através de fissão binária. Por isso, a taxa específica de crescimento (μ) (eq. 3.12), e a taxa máxima de crescimento (μ_{\max}) (eq. 3.13), em estudos de cinética de crescimento de culturas são utilizadas para evidenciar o processo através das equações citadas.

$$\mu = \frac{ds/dt}{X} \cdot Y \quad (3.12)$$

$$\mu = \mu_{\max} \cdot (S / K_s + S) \quad (3.13)$$

As equações 3.12 e 3.13, descrevem que a interação entre as variações na concentração do substrato ao longo do tempo (ds/dt), é da massa de microorganismos presentes no instante “t” (X). Esta relação associada ao coeficiente de produção de lodo (Y), fornecerá a taxa de crescimento da biomassa (μ). A figura 3.5, descreve a curva de crescimento microbiano, assim como a de redução de massa do substrato, evidenciando que a remoção e oxidação biológica da matéria orgânica presente nas águas residuárias segue duas fases distintas. A primeira, chamada fase de

assimilação ou de crescimento logarítmico, é caracterizada pela acentuada velocidade de multiplicação bacteriana, responsável pela rápida remoção matéria orgânica. A ausência de alimento disponível, faz com que os microorganismos utilizem o próprio protoplasma celular para manutenção dos seus requerimentos metabólicos, marcando o início da fase endógena. (Eckenfelder, 1980).

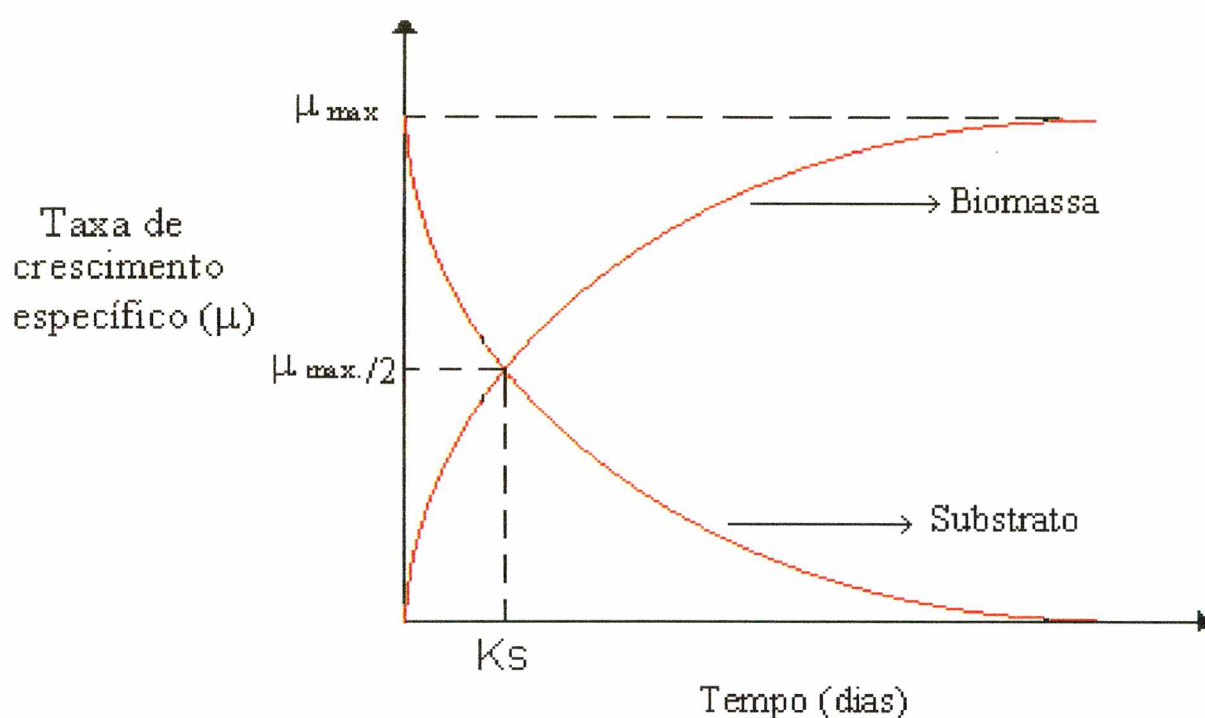


FIGURA 3.5. Variação segundo Monod da taxa de crescimento biológico, em função da disponibilidade de substrato

O valor da constante de saturação " K_s " indica a limitação do substrato, caracterizando a mudança da fase logarítmica para a endógena. Deve-se tomar o cuidado para não se confundir com a taxa constante de remoção de substrato (K), que é de 10 a 20 vezes superior na fase de crescimento logarítmico, se comparado a fase de respiração endógena. Portanto, o valor de " K " representa a velocidade das reações que compreendem a remoção da matéria orgânica, obtido pela média dos valores dos coeficientes de reação das duas fases, e varia em função de fatores climáticos, quantidade e a natureza da matéria orgânica presente na água residuária (Sperling, 1983).

3.5.6. Efeito da temperatura na cinética de crescimento

O impacto das variações da temperatura no rendimento das reações bioquímicas no interior dos reatores, são normalmente estabelecidos através de um coeficiente (K_t) calculado com base na equação 3.14 desenvolvida por Vant'Hoff Arrhenius:

$$K_t = K_{20} \cdot \Theta^{(T - 20)} \quad (3.14)$$

A temperatura da água de uma lagoa de estabilização acompanha, mais ou menos, a curva de variação da temperatura externa, com exceção das camadas mais profundas que se mantêm mais estáveis. A eficiência da lagoa com relação a estabilização dos efluentes, aumenta com a elevação da temperatura (Branco, 1978).

Pinto (1995) em trabalhos desenvolvidos com lagoas de estabilização em série, obteve boa relação entre “K” e a carga aplicada, porém não conseguiu estabelecer nenhuma relação do coeficiente de reação com o tempo de retenção.

A constante que determina a velocidade ou taxa de reação, é reduzida a metade para cada 10°C de abaixamento da temperatura, caso as reações se processem entre 3 e 35°C. (Gloyna, citado por Silva & Mara 1979). Diferentes valores de “K” tem sido proposto em literatura, Mara (1976) relacionou um aumento do coeficiente de reação “K” com o aumento da carga orgânica aplicada.

O efeito da temperatura na taxa de remoção do substrato determina as variações entre o crescimento específico microbiano (μ_{MAX}), a constante de saturação (K_s) e o coeficiente de produção de lodo (Y), ao mesmo tempo em que será fator modificador nas reações entre a produção de biomassa (X), e a associação dos processos que envolvem a respiração endógena e o rendimento (Y). Elevadas temperaturas promovem aumento na velocidade de oxidação de maneira mais acentuada do que a velocidade de síntese, determinando com isto menores quantidades de lodo, porém maiores necessidades em oxigênio (Mendonça, 1990).

Em uma avaliação mais criteriosa, EcKenfelder (1980), verifica que na faixa de temperatura entre 10°C e 30°C ocorre um aumento de μ_{MAX} , assim como do coeficiente de respiração endógeno (K_d). Portanto, se a temperatura altera os valores de μ_{MAX} , é de se esperar que também esteja relacionada aos níveis de K_s , onde no mesmo estudo ficou evidenciado que na faixa de temperatura entre 10°C e 20°C ocorre uma leve diminuição de K_s , porém constatou-se um acentuado aumento em temperaturas superiores a 30°C.

Oswald (1988) relaciona a interferência das variações da temperatura no comportamento das algas. Destaca que 20°C é a melhor faixa de desenvolvimento para o gênero *Chlorella sp*, 30°C para *Spirulina sp*, 32°C para *Halophic Dunaliella sp*.

O efeito da temperatura nas transformações químicas e biológicas em lagoa de alta taxa de degradação, foi detalhadamente estudado por Canovas & Picot (1989) verificando que na época de maior insolação, ocorre acentuada competição entre o zôo e o fitoplâncton fazendo com que a predominância das algas dependa não somente da radiação solar, mas também da competição com o zooplâncton. Seus estudos apontam que em condições ótimas, a elevada atividade fotossintética promove alta taxa de oxigênio dissolvido acompanhado de um acréscimo no pH, situando-se em torno da faixa 9. Tais condições foram observadas na primavera e constando-se posterior desenvolvimento de zooplânctons herbívoros, destacando-se a *Daphnia magna*, que por sua vez será responsável pela diminuição do fitoplâncton, onde poderemos perceber claramente o impacto da interação da biomassa e na modificação dos demais parâmetros químicos.

Nas condições de inverno, verificou uma predominância do gênero *Chlorella sp*, atribuindo ao fato da baixa competição predatória, e que neste tipo de alga apresenta uma taxa de reprodução mais rápida que os demais gêneros.

- valor do coeficiente de respiração (Θ), varia de acordo com o tratamento utilizado. O quadro 4, fornece os valores de (Θ) para os diversos processos normalmente utilizados:

QUADRO 4. Coeficiente de Temperatura para Atividades Microbianas

PROCESSO	COEF. DE RESPIRAÇÃO (Θ)
LODOS ATIVADOS	1,0 a 1,04
FILTRO BIOLÓGICO	1,035
LAGOAS AERADAS	1,035
LAGOAS FACULTATIVAS	1,023 a 1,09
L.C/ AERAÇÃO PROLONGADA	1,01 a 1,03
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	1,035

Fonte: Adaptado de Arceivala, 1981

3.5.7. Remoção de nitrogênio

O nitrogênio é um elemento de importância fundamental à vida dos organismos, uma vez que faz parte integrante da molécula de proteína, e consequentemente do protoplasma. Constitui um dos principais fatores limitantes à vida dos microorganismos de água doce. Por outro lado, quando presente em abundância nos mananciais, favorece a rápida multiplicação da biomassa microbiana, acarretando no que se denomina, processo de eutrofização.

A dinâmica das formas bioquimicamente interconvertíveis nitrogenadas em águas residuárias, foi estudado por Gomez & Picot (1991), verificando a diferenciação dos fatores interferentes em sistema de lagoa de estabilização convencional, comparado a lagoa de alta taxa de degradação. Para melhor descrever tais fatores, desenvolveu-se um modelo conceitual (fig. 3.6), baseado em que o nitrogênio amoniacal na massa líquida depende das condições climáticas, e resulta da interação entre as diferentes formas nitrogenadas dentro e fora do sistema. Nesse modelo também foi relacionado as interferências atmosféricas (H_2O e N_2) e a eficiência da atividade microbiana.

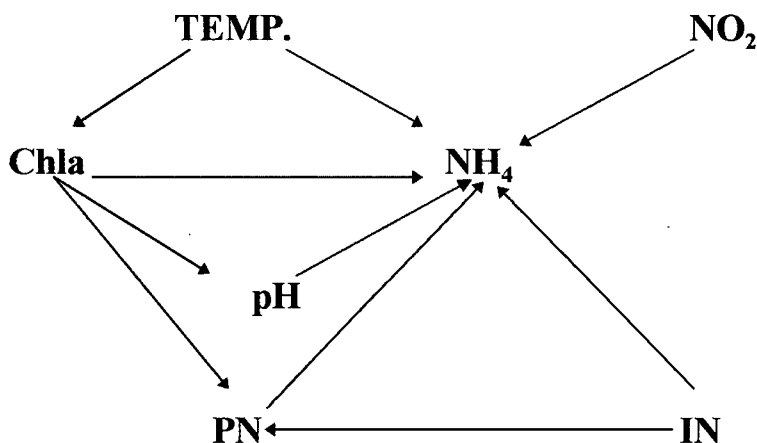


FIGURA 3.6. Modelo conceitual da dinâmica da fração nitrogenada em sistemas de lagoas de estabilização Fonte: Gomez & Picot (1991).

O diagrama da figura 3.6 mostra que os teores de nitrogênio dissolvido na massa líquida em lagoas de estabilização, estão associados as cargas nitrogenadas do afluente (IN), e são determinados por fatores climáticos (TEMP), químicos (NO_2 e pH) e biológicos (PN e chla).

A temperatura, é referente a massa líquida, e está associada a radiação solar, daí a relação entre temperatura e clorofila-a. O efeito da temperatura na concentração do amônio foi estudado por Martynova (1981), que atribui que tais variações decorrem da dissociação do amônio causado pelo aporte de sólidos. As partículas nitrogenadas (PN) fornecem a indicação do conteúdo de partículas presentes na massa líquida, e estão relacionadas com a atividade zôo e fitoplantônica, a qual depende diretamente da introdução de matéria nitrogenada, o que é comum em resíduos orgânicos, (Moersidik, 1992).

Depreaux (1990) confirma este fato e também relaciona os processos físico químicos que determinam as concentrações das formas nitrogenadas à equação de Arrhenius.

Dentro desta linha de pesquisa, Harris (1992) avalia o impacto da radiação solar na temperatura da massa líquida, verificando uma relação entre aumento da radiação solar e crescimento da biomassa fitoplantônica, e ao mesmo tempo uma diminuição com relação a concentração de amônio. Este processo vem sendo demonstrado em escala laboratorial por Abeliovich (1983) e comprovado por Richmond (1986).

A atividade biológica da população fitoplantônica pode ser estimada através dos índices de clorofila-a (Pearson, 1987). Witt (1960) avaliou a relação entre as variações de clorofila-a e NH_4 , constatando que elevados teores de clorofila-a determinam baixas concentrações de NH_4 , e atribui que isto decorre da assimilação do nitrogênio pelo fitoplâncton e da elevação do pH.

Estes mecanismos de remoção da fração nitrogenada, foram estudados por Oswald (1960), são coincidentes com Witt. Oswald caracteriza a volatilização na forma de amônia devido a elevação do pH, como principal mecanismo de remoção de nitrogênio na lagoa de alta taxa de degradação. (Oswald 1988).

O modelo de Gomez (1991) quando aplicado para descrever os fenômenos intrínsecos da lagoa de alta taxa de degradação (fig. 3.7), evidencia de forma clara a elevada interferência dos fatores climáticos sobre as variações do pH, Chl-a e PN. Esta acentuada relação entre temperatura e clorofila-a pode não se verificar, caso o tempo de retenção hidráulico não se encontre bem ajustado de acordo com a síntese algal (Halouani, 1993).

O diagrama da figura 3.7 mostra que a temperatura exerce elevada influência na remoção do nitrogênio devido a dois fatores, eleva os níveis de Chl-a o que determina a alcalinização do meio, fazendo com que o NH_4 seja volatilizado e também absorvido pela biomassa.

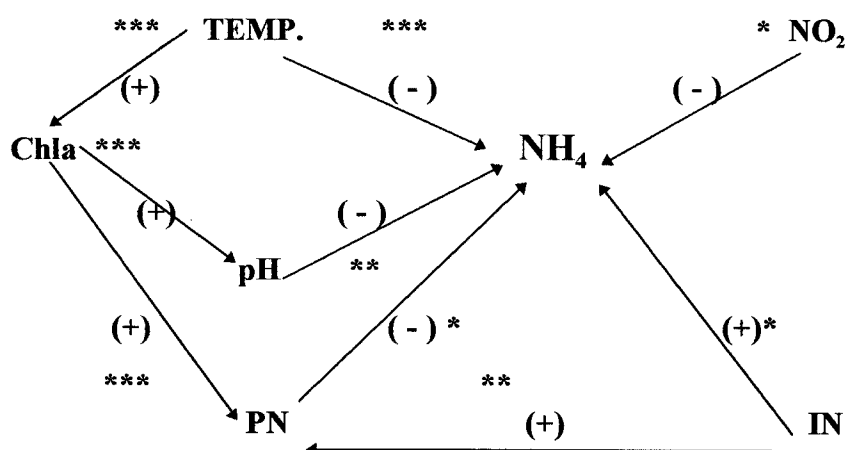


FIGURA 3.7. Modelo conceitual da dinâmica da fração nitrogenada aplicado em sistemas de lagoa de alta taxa de degradação. Fonte: Gomez & Picot (1991).

OBS: “Os valores (+) ou (-) caracterizam aumento ou diminuição da concentração de NH_4 , e o asterisco, o grau de significância * (pequeno), ** (médio), *** (elevado)”

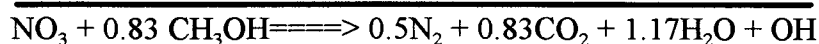
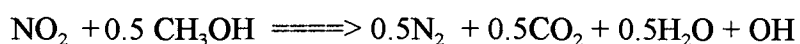
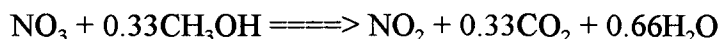
A única forma de introdução de nitrogênio (IN), é através do afluente e pelo balanço do N_2 atmosférico. O processo de nitrificação também se verifica neste tipo de lagoa, porém de maneira pouco acentuada (*) com relação a eliminação de amônio (Gomez, 1991).

As flutuações dos níveis de NH_4 em lagoas de estabilização e de alta taxa caracterizados por Gomez & Picot (1991), revelam que nos dois sistemas os meses frios ocorrem as maiores concentrações de amônio, cujos resultados ao longo deste período relacionado ao diagrama exposto, resultou nos seguintes modelos ajustados descritos pelas equações 3.15 e 3.16:

$$\text{Lagoa de estabilização} \Rightarrow \text{NH}_4_{\text{AJUST.}} = -0.57T - 0.26\text{PN} + 0.24\text{IN} \quad (R^2_{\text{AJ}} = 60.8\%) \quad (3.15)$$

$$\text{Lagoa de alta taxa} \Rightarrow \text{NH}_4_{\text{AJUST.}} = -0.46T - 0.25\text{PN} - 0.28\text{pH} - 0.19\text{NO}_2 - 0.13\text{IN} \quad (R^2_{\text{AJ}} = 58.6\%) \quad (3.16)$$

Os estudos realizados por Jeris & Beer (1974) relacionam as variações da alcalinidade com a denitrificação, verificando que tal processo promove a alcalinização do meio, pois um mol de hidroxila é produzido por mol de nitrato reduzido como pode-se verificar pela seguinte equação estequiométrica:



3.5.8. Remoção de fósforo

O principal mecanismo que envolve o decréscimo de fósforo em lagoa de alta taxa de degradação, foi investigado por Moutin et al. (1992), cujos resultados mostram que as concentrações de cálcio existentes na massa líquida (1.25 - 3.75 mM), associado ao pH característico deste reator (8-10) induz a precipitação do fósforo na forma de orto-fosfato de cálcio mineral. A assimilação de fósforo pelas algas é descrito como mecanismo de remoção secundário.

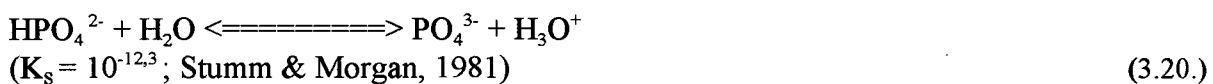
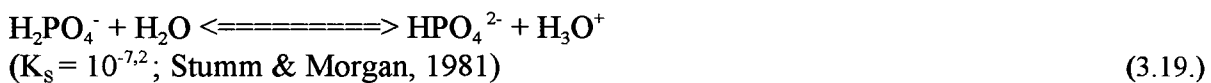
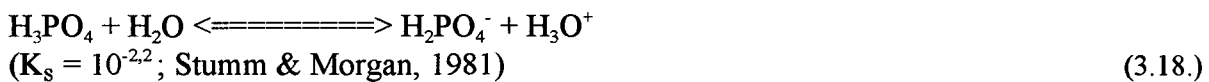
A relação que envolve as variações de pH e cálcio como principais fatores determinantes da precipitação do orto fosfato (o-P), foi verificado por Hephher; Golterman; Golterman & Meyer, citados por Moutin (1992), porém existe uma descompatibilidade de informações com relação as concentrações das formas de orto-fosfato precipitado. Os trabalhos realizados por Jenkins & Menar; Golterman & Meyer; Snoeyink & Jenkins, citados por Oswald (1988), revelam que as concentrações de $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3 \text{OH}$ (Apatita), $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ (fosfato tricalcio amorfo), $\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (bauxita), assim como $\text{CaH}(\text{PO}_4)_3$ (fosfato octacalcico), podem determinar o equilíbrio na concentração do orto fosfato.

Moutin (1992), tomou como base para evidenciar a dinâmica da fração fosforada em lagoa de alta taxa, o balanço de massa do o-P descrito por Murphy & Riley (1962), e adotado pelas normas francesas (AFNOR NFT 90023), relacionado às reações de dissociação do o-P de acordo com as respectivas constantes de equilíbrio a 25C⁰.

O balanço de massa da porção fosforada é descrito pela equação 3.17, sendo caracterizado pelas concentrações dos seguintes elementos:

$$[\text{PO}_4]_t = [\text{PO}_4^{3-}] + [\text{HPO}_4^{2-}] + [\text{H}_2\text{PO}_4^-] + [\text{H}_3\text{PO}_4] + [\text{CaPO}_4^-] + [\text{CaHPO}_4] + [\text{CaH}_2\text{PO}_4^+] \quad (3.17.)$$

As reações de dissociação nas quais fundamentou-se Moutin (1992), são apresentadas através das equações 3.18 a 3.23.



Os resultados encontrados por Moutin, Picot e sua equipe mostram que a precipitação do fosfato de cálcio tem início a partir de um pH > 8, e que este mecanismo explica o processo de remoção de 69% da $[\text{PO}_4]_t$. A avaliação dos dados fornecidos ao longo do experimento, possibilitou a elaboração de um modelo que evidencia a relação entre as variações de pH e $[\text{PO}_4]_t$. A análise de regressão resultou na seguinte equação exponencial:

$$([\text{PO}_4]_t = 2035 \times 10^{-0,495}; r^2 = 0.69).$$

3.6. PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DA CARPA CHINESA

A história do cultivo das carpas tem sua origem na China, datando da dinastia TANG (618 - 907 d.c.), fato que determinou uma grande mudança no cultivo de peixes em viveiros, ou seja, a piscicultura desenvolveu-se da monocultura da carpa comum, para o racional policultivo com várias espécies de peixes (CEAQ, 1986).

A variedade das espécies de peixes no continente europeu nas últimas décadas, foi enriquecida pela introdução das carpas Capim, Prateada e Cabeça Grande, cujo habitat de origem são os grandes rios do sudoeste asiático. São peixes herbívoros que foram introduzidos na década de cinquenta, na União Soviética, Hungria, demais países do leste europeu, assim como nos Estados Unidos (Huet, 1978).

A *Hypophthalmichthys molitrix Valenciennes sp* da década de cinquenta, comumente chamada de carpa prateada, é uma espécie herbívora dotada de elevada capacidade filtradora, cuja principal dieta consiste em algas unicelulares. Trata-se de um peixe de piracema, portanto não se reproduz em águas paradas. Em termos anatômicos, apresenta a cabeça corpulenta, redonda e larga com olhos laterais deslocados em direção a porção frontal e voltados para baixo. Tem o corpo coberto de escamas pequenas e prateadas. As brânquias são largas formando uma malha de filtro muito fina, capaz de reter organismos zôo e fitoplantônico com diâmetros na ordem de 0.30 mm.

Dentre os peixes a carpa prateada tem a mais curta cadeia alimentar e, conseqüentemente seu custo de produção é menor. Sua alimentação pode ser incrementada nos viveiros com a utilização de adubos orgânicos de forma continuada, podendo alcançar 20 Kg de peso. Sua carne é seca com baixa taxa de gordura (Horváth et al. 1984).

A carpa cabeça grande (*Aristichthys Nobilis Richardson sp*) é somente em parte herbívora, consome algas pluricelulares, consistindo basicamente de grupos de célula ou colônias de algas principalmente as azuis. Também se alimentam de zooplâncton e pequenos crustáceos, a dieta é semelhante a da carpa comum jovem, e em caso de estoque combinado, a competição alimentar poderá existir. Esta espécie na fase adulta, alimenta-se principalmente da fauna do fundo, larvas e vermes, portanto pode-se obter maiores produtividades, acondicionado-se espécies de hábitos alimentares diferentes, num mesmo viveiro (Horváth et al. 1984).

As carpas cabeças grande são compridas e resistentes a muitas doenças, apresentam crescimento rápido com uma carne bem saborosa. A capacidade filtradora desta espécie é superior

à da carpa comum, sendo bem resistentes a temperaturas baixas, tolerando faixas na ordem de 4 a 8°C. Apresenta cabeça maior e mais resistente, o ventre mais arredondado se comparada a carpa prateada. Sua coloração é mais escura, o filtro branquial também é mais extenso do que a carpa prateada e adaptado para filtragem de zooplâncton. Cresce melhor em policultivo do que em monocultivo, constituindo-se em espécie secundária ou mesmo terciária (Woynarovich, 1988).

A reprodução em ambiente natural das espécies herbívoras se verifica nos grandes rios do sudeste asiático e china. Este processo ocorre por ocasião das chuvas características das monções, que determinam a inundação dos rios, o terreno pedregoso comum nesta bacia hidrográfica, favorece o processo de reprodução, ao qual é estimulado através de círculos lentos, seguidos pela perseguição dos grupos afins, que promovem o lançamento dos produtos sexuais na água, onde ocorre a fertilização em poucos segundos. A carpa capim desova em trechos baixos da correnteza, a cabeça grande na altura média e a prateada próximo a superfície.

A fertilização das águas utilizando-se resíduo orgânico, pode ser aplicada em viveiros onde várias espécies de peixes com dietas diferenciadas são criadas em sistema de policultivo. A produtividade primária é incrementada por peixes fitoplanctófagos; a secundária pelos peixes zooplanctófagos. As desvantagens da utilização do adubo, decorrem primeiramente do excesso no aporte de material orgânico, causando depleção de oxigênio principalmente nas horas de maior temperatura, e ao amanhecer antes ao início da atividade fotossintética. Além disso outro problema é a liberação da amônia não ionizada, que mostra-se tóxico para os peixes, especialmente se a faixa de pH for alcalina. O excesso da atividade plantônica pode levar a uma saturação de oxigênio durante o dia, acima de 150 % do conteúdo normal, sendo que no período de maior ausência de luminosidade pode levar a completa ausência de oxigênio, colocando em risco a vida dos peixes (Huet, 1978).

4.0. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. LOCAL E EQUIPAMENTOS

O trabalho foi realizado na Unidade Experimental de Tratamento dos Dejetos Suínos (UNETDS), do Centro Nacional de Pesquisa em Suínos e Aves (CNPISA - EMBRAPA), localizado na vila Tamanduá próximo ao município de Concórdia SC.

Um processo de tratamento secundário e terciário foi avaliado utilizando-se a lagoa de alta taxa de degradação (Fig 4.1.), construída com base no primeiro modelo desenvolvido por Oswald (1963), estudado por Picot (1989).

A estrutura em alvenaria, possui formato elipsóide, sendo dividida ao meio através de uma parede central limitada à porção retilínea da elipse. A sessão curvilínea é destinada a circulação da massa líquida, resultando em um sistema com dois canais paralelos sobre os quais apoia-se um misturador mecânico análogo a um valo de oxidação.

O reator foi projetado para operar em escala piloto (fig 4.1), compreendendo uma área superficial de aproximadamente 12 m^2 , $4,6 \text{ m}^3$ de volume, e delimitado por dimensões de 6 m de comprimento, 2 m de largura e uma profundidade de 0.35 m.

Para a movimentação da massa líquida, utilizou-se um sistema misturador constituído de 1 motor trifásico (0,5 cv), responsável pela rotação do eixo ao qual se apoiam um conjunto com 6 pás de mesmo tamanho (0,80 m x 0,15 m). A figura 4.2 ilustra detalhe do mecanismo misturador, assim como evidencia o limite da parede central. As figuras 4.3 e 4.4, mostram as vistas perpendicular e longitudinal da lagoa de alta taxa de degradação respectivamente.

Foi necessário a utilização de um trator tanque com 4 m^3 de capacidade, para o transporte da matéria prima do sistema de produção de suínos da EMBRAPA para unidade experimental (UNETDS), e sistemas de tratamentos preliminares e primários, envolvendo decantadores e lagoas capazes de promover a depuração de um substrato a níveis compatíveis com seu processamento em lagoas de alta taxa de degradação.

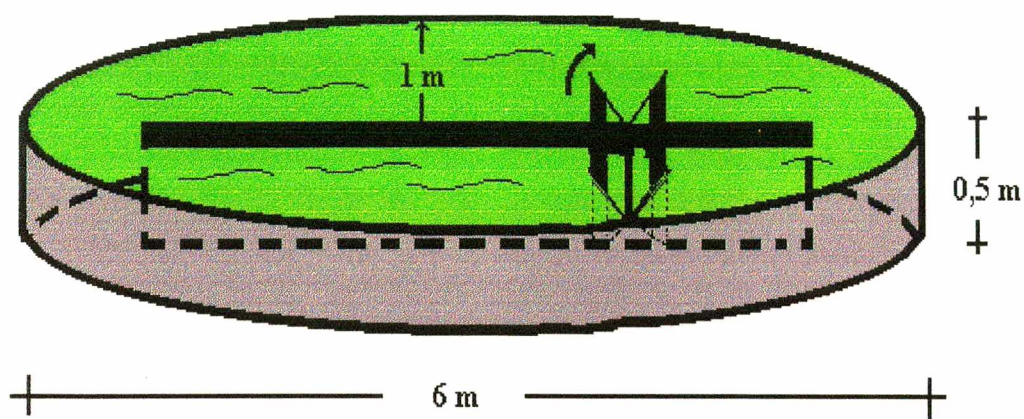


FIGURA. 4.1. -Desenho esquemático da Lagoa de alta taxa de degradação modelo (Oswald, 1963).



FIGURA. 4.2 - Detalhe do mecanismo misturador da Lagoa de alta taxa de degradação modelo (Oswald, 1963).

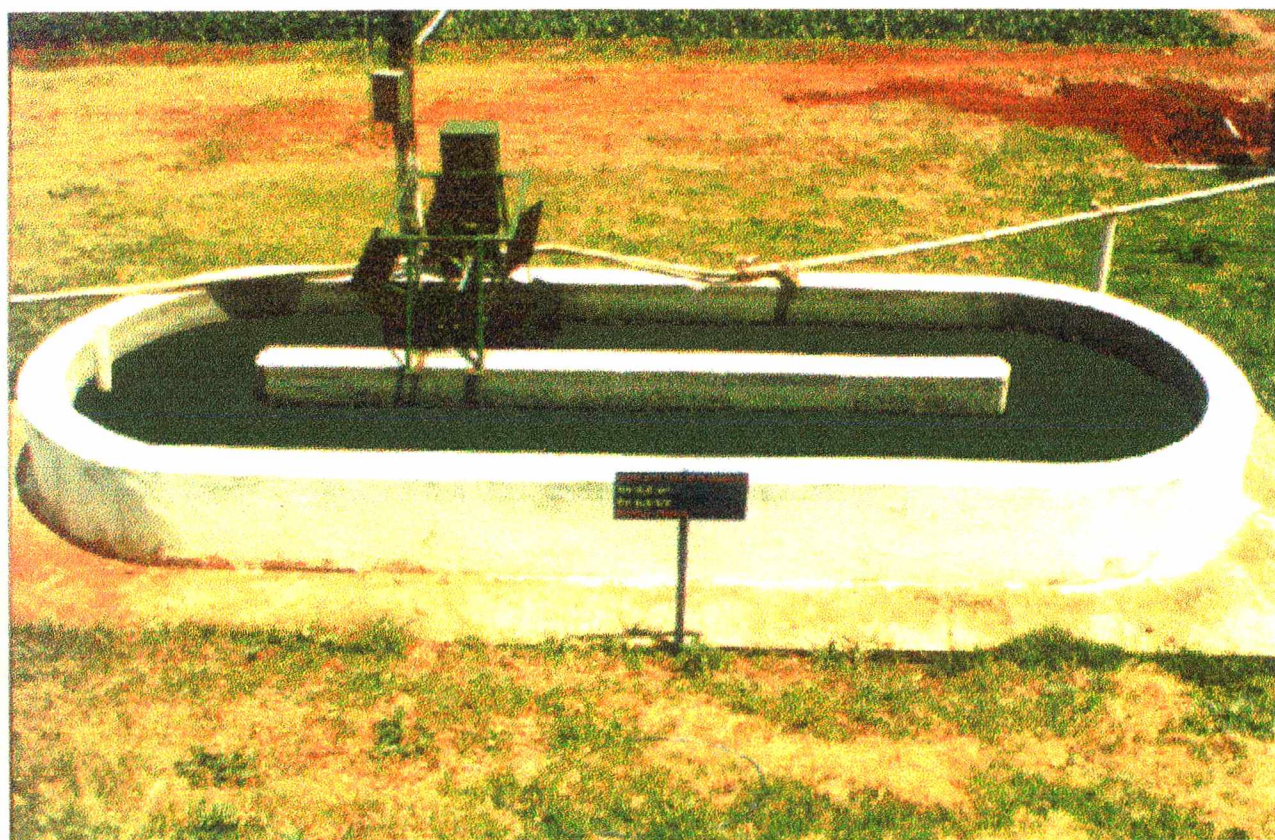


FIGURA 4.3. Vista perpendicular da lagoa de alta taxa de degradação modelo (Oswald,1963).

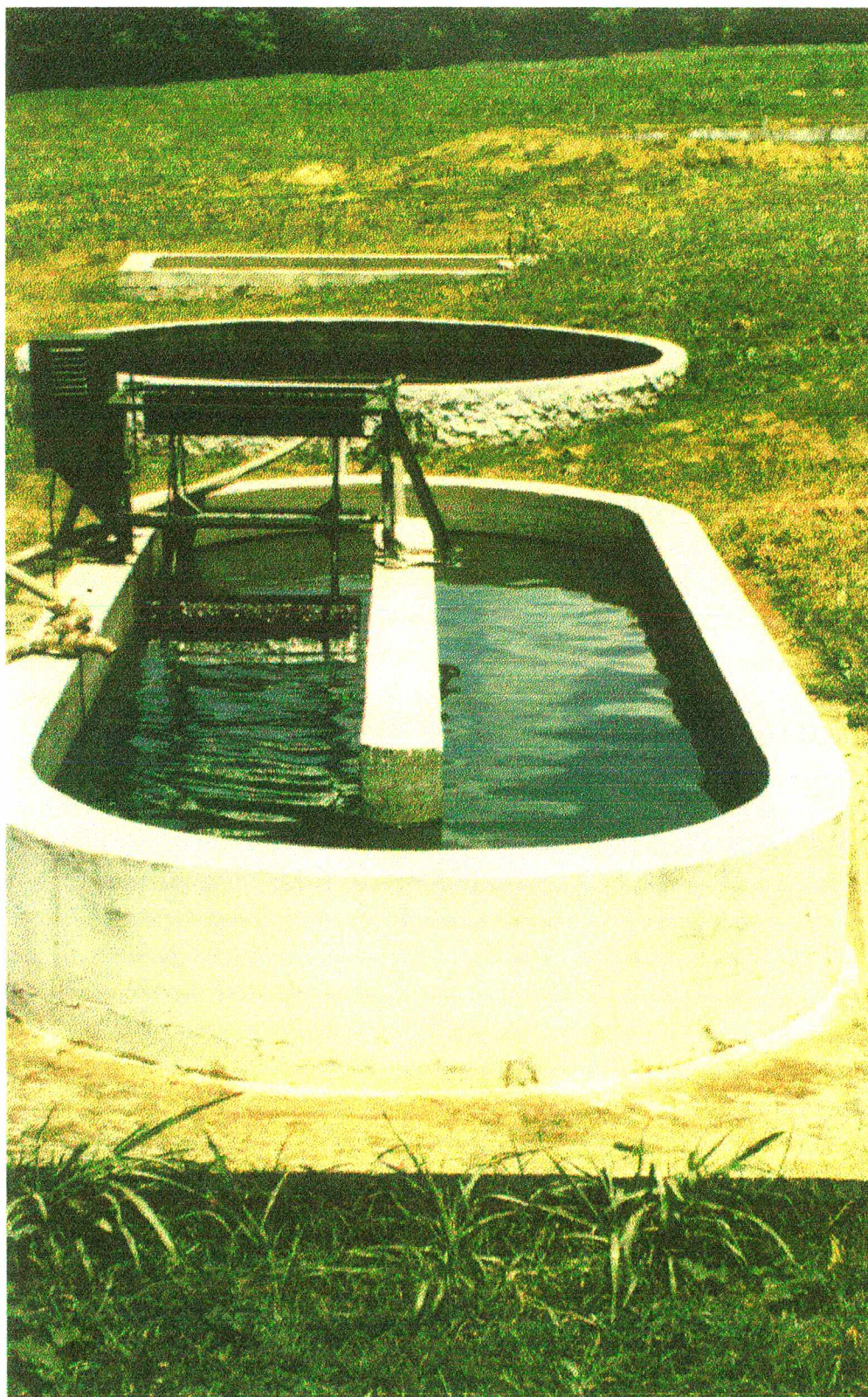


FIGURA 4.4. Vista longitudinal da Lagoa de Alta Taxa de Degradação modelo (Oswald, 1963).

4.2. DINÂMICA OPERACIONAL

Os estudos com a lagoa de alta taxa de degradação, foram desenvolvidos no sentido de avaliar a capacidade depurativa desta, relacionada ao tempo de permanência da massa líquida, a carga aplicada e as interferências climáticas. Para tal, os trabalhos foram conduzidos em duas épocas climaticamente distintas verão e inverno, a primeira realizada nos meses de janeiro e fevereiro, e a segunda em julho e agosto de 1996.

A metodologia adotada foi definida a partir de testes preliminares realizados no período de setembro a novembro de 1995, cujos resultados indicaram que uma concentração carbonácea acima de 2000 mg/l para a demanda química de oxigênio total (DQOt) não permite o crescimento de algas, deixando o sistema exclusivamente anaeróbio. Pôde-se observar que a lagoa quando manejada com índices inferiores, o crescimento fitoplantônico ocorre aproximadamente após o décimo quinto dia de operação, fazendo com que o meio alterne entre elevadas e baixas taxas de oxigênio dissolvido. Para verificar a interferência do fator hora relacionado as modificações das características químicas da massa líquida, realizaram-se coletas em três horários, constatando-se que não ocorreram variações significativas em função da hora de coleta.

A continuidade dos estudos ao longo de cada batelada, sugeriu que para favorecer a síntese algal, deve-se deixar aproximadamente 300 litros do efluente como inócuo para os próximos ensaios.

Com base nos estudos preliminares e adotando-se o sistema de batelada como manejo, a lagoa de alta taxa de degradação foi operada obedecendo 30 dias como período de permanência da massa líquida, período este definido como um ensaio, sendo efetuados dois ensaios por época.

O efluente suíno utilizado, oriundo do Sistema de Produção de Suínos do Centro Nacional de Suínos e Aves (SPS - CNPSA), foi transportado com auxílio de um trator tanque com 4 m³ de capacidade à Unidade de Tratamento de Dejetos Suínos (UNETDS).

O resíduo bruto com uma concentração em torno de 20000 ± 5000 mg/l para a (DQOt), foi acondicionado no sistema armazenador, responsável pela homogeneização e distribuição do afluente, que será submetido a tratamentos preliminares e primário.

O processo de tratamento preliminar consistiu na separação da fase sólida na forma de lodo, adotando-se o decantador de palhetas modelo (Weller & Wellett, 1977), avaliado por (Costa et al., 1995), cujos resultados mostraram que para uma vazão de 1.2 m³/dia, este equipamento responde com uma eficiência de remoção em torno de 40% para os Sólidos Totais (ST), e de 25 % para a Demanda Química de Oxigênio total (DQOt).

O tratamento primário foi realizado de forma não mecanizada, sem a incorporação de oxigênio, portanto através de processo exclusivamente anaeróbio. Foram monitorados dois sistemas de tratamento primário que proporcionaram uma DQOt abaixo de 2000 mg/l. O primeiro foi adotado para os testes relativos a época quente, consistindo de duas lagoas de estabilização anaeróbias providas de revestimento em lona de PVC flexível, ligadas em série e igualmente dimensionadas. Cada uma apresenta uma relação entre comprimento e largura de (11m x 7m), determinado uma capacidade de 120 m³. O tempo de retenção hidráulica (TRH) estipulado foi de 40 dias resultando em uma vazão afluente de 3 m³/dia. O segundo foi adotado para a época fria, cuja digestão anaeróbia consistiu no deslocamento do dejetos proveniente do decantador, ao longo de uma bioesterqueira, que adaptada com gincanas operou como reator modelo McCarty (1968).

Para se obter a movimentação da massa líquida em fluxo de carrossel, ou seja, o constante movimento ao longo da elíptica forma da lagoa, a uma velocidade linear em torno de 13 cm/s durante 24 h/dia, utilizou-se um misturador mecânico provido de um motor trifásico (1cv) e conjugado com palhetas e engrenagens redutoras, capazes de proporcionar ao conjunto um giro de 2 RPM.

Os custos relativos a eletricidade foram estimados com base no valor do Quilowatt/hora (KWH = 0.07257 U\$) na potência do motor (736 watts) e no número de horas trabalhadas (24hs x 30 dias). Com isto, observa-se que a lagoa de alta taxa de degradação determina um gasto mensal de 38.45 U\$.

A interpretação estatística dos resultados, foi efetuada através de análise exploratória utilizando-se o PROC N LIN do software de análise estatística SAS (SAS/UNIX,1993). Para tal utilizou-se técnicas de regressão não linear com base no modelo estabelecido por Draper & Smith, 1966.

4.3. COLETAS E ANÁLISES QUÍMICAS

As coletas foram realizadas com o auxílio de uma mangueira de aproximadamente 1.5 m de comprimento e 0.3 mm de diâmetro, e através do processo de sifonamento mantendo o orifício responsável pela sucção a 15 cm do fundo da lagoa, e obedecendo a uma vazão de 0.5 l/min, promoveu-se a retirada de material. O volume previsto por amostra/dia foi de 5 litros resultando em um tempo de coleta da ordem de 10 minutos.

Fixou-se aleatoriamente o ponto médio da lagoa distando a cerca de 2 m do conjunto de pás, como local de retirada de amostras nos diferentes ensaios e épocas. As coletas foram realizadas diariamente às 9:00 hs, sendo imediatamente conduzidas ao laboratório de dejetos localizado próximo à unidade experimental.

Os procedimentos analíticos seguiram as normatizações técnicas preconizadas pelo Standard Methods - 18th - Ed. APHA - AWWA - WPCF (1992).

Para as amostras solúveis, padronizou-se a centrifugação como processo de separação das algas, trabalhando-se com uma rotação de 2700 rpm durante 15 min. Através do espectrofotômetro DR 2000 da HACH, foram executados os seguintes procedimentos analíticos quantificados em (mg/l): Demanda Química de Oxigênio total e solúvel (DQOt, DQOs), Fósforo total e solúvel (Pt, Ps).

Os sólidos totais, voláteis e fixos (St, Sv, Sf), Sólidos em suspensão totais, voláteis e fixos (SSt, SSv, SSf), medidos pelo processo gravimétrico (mg/l)

Sólidos totais dissolvidos (TDS) (mg/l), e Condutividade (CND) $\mu\text{S}/\text{scm}$; Turbidez total e solúvel (TURB.t, TURB.s) (UT), foram avaliados através de leitura nos aparelhos da Hach Conductivity/TDS meter modelo 446600-00, e turbidimeter 2100P, respectivamente.

Temperatura (TEMP. °C) e Oxigênio dissolvido (mg/l), foram medidos diretamente na própria lagoa, através do microprocessador da HANNA modelo HI 9145.

O pH foi medido pelo pHmeter da Hanna HI 8314

Nitrogênio total e total solúvel (NTK, NTKs) (mg/l), sofreram processo de digestão ácida e destilação em presença de NaOH tendo o ácido bórico como reagente final do produto da destilação, de acordo com o preconizado pelo método Kjeldahl.

Padronizou-se o método manométrico utilizando-se hidróxido de Lítio para Demanda Bioquímica de Oxigênio total e solúvel (DBO_{5t} , DBO_{5s}) (mg/l).

Além dos processos analíticos descritos, foram medidas na estação meteorológica do CNPSA, situada a cerca de 500 metros do local do experimento as temperaturas máximas, mínimas e média diária ($^{\circ}\text{C}$), assim como a taxa de insolação (horas de sol /dia) no período correspondente de cada época avaliada.

4.4. LAGOA FILTRO

A elevada quantidade de algas presentes no efluente da lagoa de alta taxa de degradação, faz com que seja necessário o aprimoramento de técnicas que viabilizem em termos econômicos, a separação e possível aproveitamento desta biomassa. Desta forma procurou-se desenvolver um estudo paralelo, não como foco do presente trabalho, mas apenas para avaliar a possibilidade da utilização de carpas herbívoras como processo de filtração das algas.

Utilizou-se uma lagoa filtro com capacidade para 75 m^3 , de formato retangular e previamente revestida em vinimanta de PVC flexível. A lagoa filtro (fig. 4.5), medindo 13 m de comprimento, 5 m de largura e 1 m de profundidade, foi preenchida através de bombeamento com água do açude localizado ao lado, e recebe como afluente todo o efluente no final de cada ensaio da lagoa de alta taxa de degradação ($4,5 \text{ m}^3 / \text{mês}$).

Foram acondicionadas 108 carpas Chinesas no estágio de “alevino 2”, correspondendo a 76 microfiltradoras (*Prateada*) e 32 macrofiltradoras (*Cabeça Grande*).

Os peixes foram pesados no início (janeiro) e no final do experimento (agosto), sendo alimentados somente com as algas contidas no resíduo proveniente da lagoa de alta taxa de degradação. Os procedimentos analíticos foram os mesmos citados no item 4.3 sendo monitorados diariamente os níveis de oxigênio (mg/l), e mensalmente coincidindo com o final de cada ensaio da lagoa de alta taxa de degradação, monitorou-se as concentrações da DQOt e NTK (mg/l) do afluente e efluente da lagoa filtro.



FIGURA 4.5. Lagoa Filtro contendo carpas herbívoras, utilizada como processo de filtro biológico do efluente da lagoa de alta taxa de degradação

5.0. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. RESULTADOS PRELIMINARES

A falta de informações bibliográficas deste sistema quando operado em batelada, fez com que fosse necessário a realização de uma série de testes preliminares, responsáveis pelas definições metodológicas. Este trabalho foi conduzido no período de setembro a novembro de 1995, compreendendo dois ensaios, e consistiu de uma criteriosa investigação decorrentes de um monitoramento envolvendo coletas diárias e em três horários diferentes. A necessidade de interpretação analítica em diferentes horários, assim como a definição do tempo de retenção hidráulico foram as principais dúvidas iniciais. Para se interpretar a relação entre as variações da hora e o rendimento do sistema, nos primeiros trinta dias de teste, as coletas foram realizadas às 9:00 hs, 15:00 hs e 21:00 hs respectivamente. Decorrente da pequena variabilidade em função do fator hora, evidenciado através da homogeneidade dos resultados, definiu-se que a retirada de amostras na próxima bateria de testes, seriam realizadas em dois horários, os que se relacionassem de forma oposta com relação à produção de oxigênio. Portanto, entendeu-se que às 5:00 hs e 13:00 hs seriam os horários que melhor poderiam mostrar modificações nos fenômenos analíticos, em função das possíveis variações do oxigênio dissolvido. As figuras 5.1 a 5.3 descrevem que as oscilações da demanda química de oxigênio, dos sólidos totais e do nitrogênio total foram pouco acentuadas, evidenciando que não há diferença nas concentrações para amostras do mesmo dia, e analisadas em diferentes horários. Com isto para facilitar os trabalhos laboratoriais, definiu-se o horário de 9:00 hs como padrão para realização das coletas.

Como as avaliações são realizadas ao longo do tempo, estimou-se como 30 dias um tempo ótimo para a permanência da massa líquida na lagoa de alta taxa de degradação, pois entende-se que seja suficiente para perfeita compreensão dos fenômenos intrínsecos deste manejo além do que um de de residência maior, inviabiliza em termos práticos a aplicação deste mecanismo.

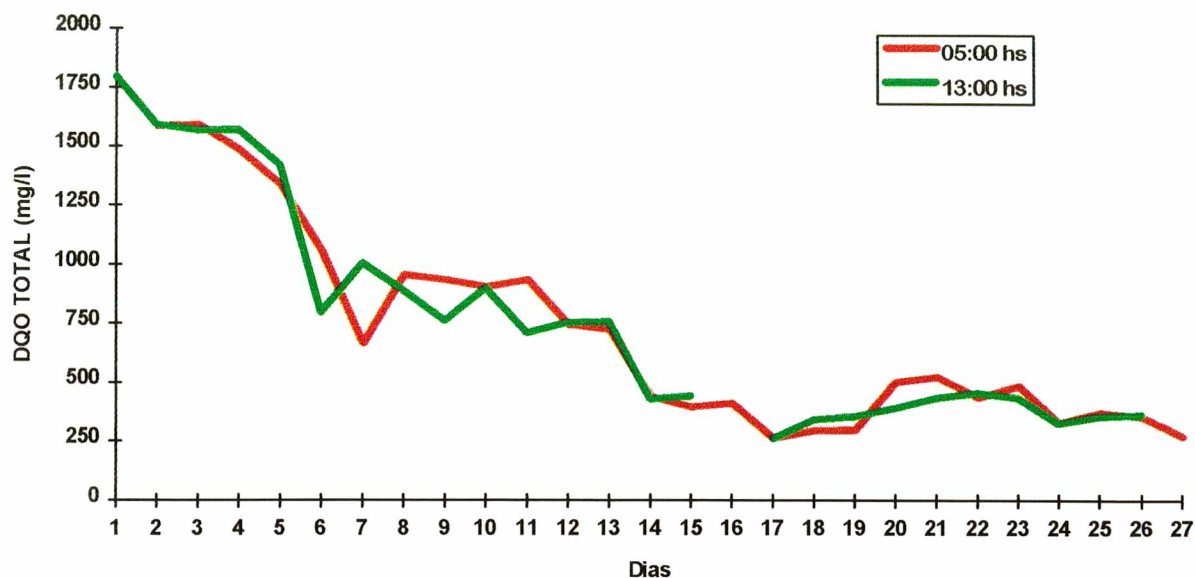


FIGURA 5.1. Variações da DQO (mg/l) em função da hora de coleta, durante o período de 15/10/1995 a 16/11/1995

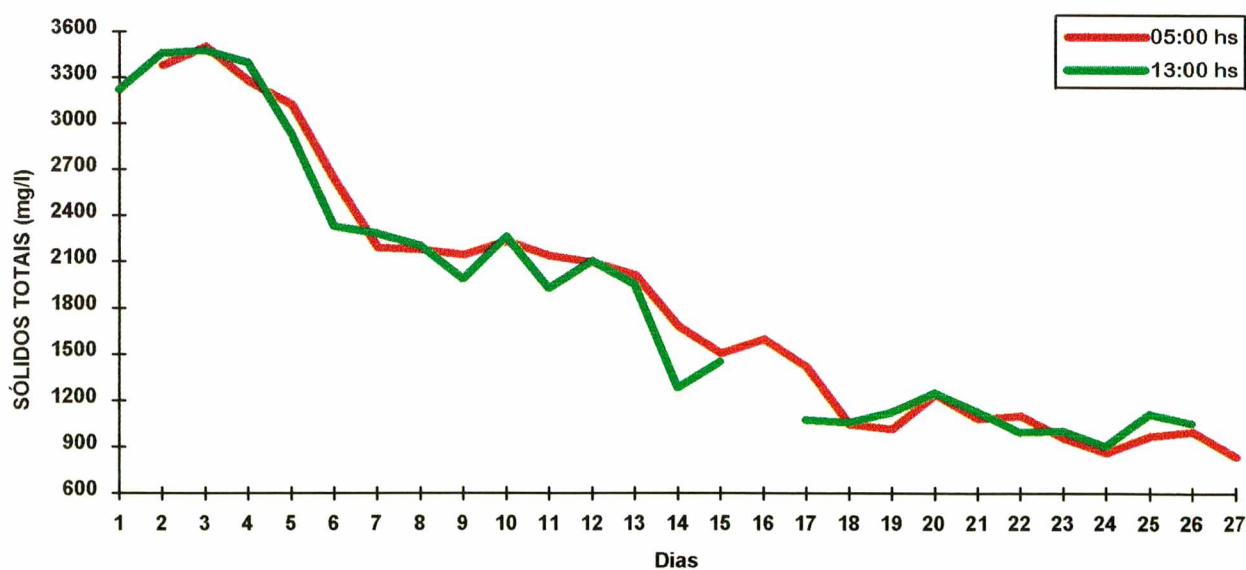


FIGURA 5.2 . Variações dos sólidos totais (mg/l) em função da hora de coleta, durante o período de 15/10/1995 a 16/ 11/1995

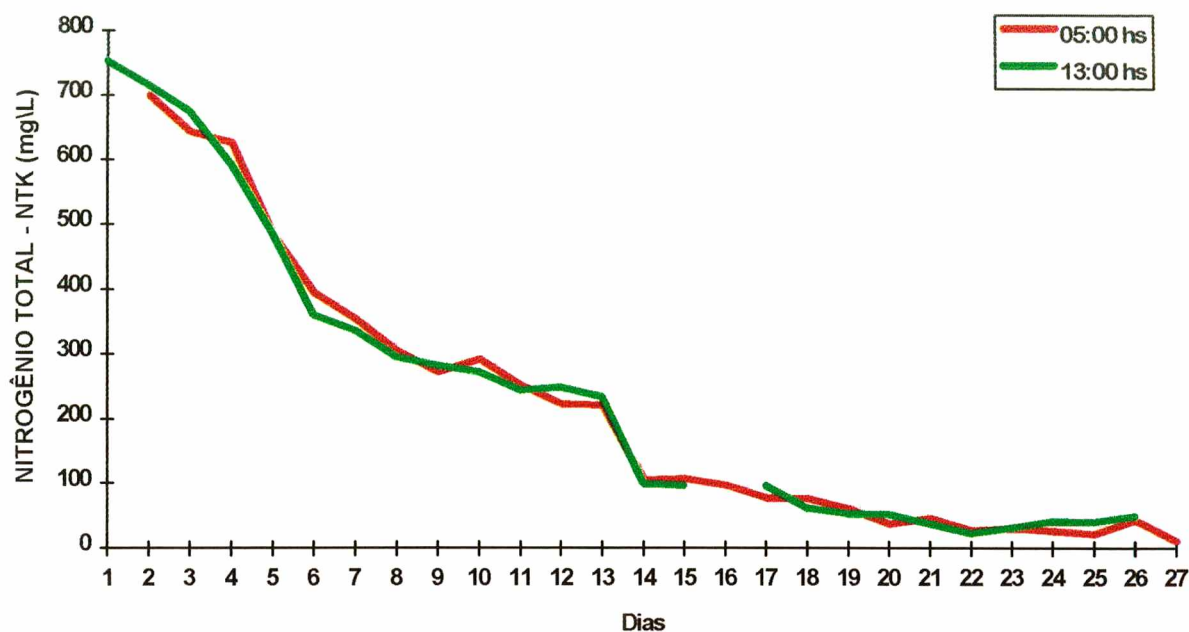


FIGURA 5.3. Variações do Nitrogênio total (mg/l) em função da hora de coleta, durante o período de 15/10/1995 a 16/ 11/1995

Pelos resultados observados ao final dos testes referentes às duas baterias, pode-se concluir que a pouca variabilidade dos parâmetros em função da hora, determinou que somente uma coleta deveria ser efetuada por dia, assim como um tempo de permanência para a massa líquida no reator de trinta dias mostrou-se adequado para estabelecer um critério de eficiência da lagoa. Observou-se com a continuidade dos trabalhos, que deixando-se ao término de cada bateria, cerca de 300 litros de resíduo rico em algas como inócuo, poderá favorecer o florescimento fitoplantônico nos ensaios subsequentes, devendo-se ressaltar que apenas trata-se de uma hipótese, pois não foram realizados testes que comprovassem tal fenômeno.

5.2. ÍNDICES METEOROLÓGICOS

Com o objetivo de avaliar a interferência das variações climáticas no desempenho da lagoa de alta taxa de degradação, foram registradas as temperaturas (max, min, med, °C), taxa de insolação quantificada através do número de horas sol/dia e amplitude diárias. Estes dados serão apresentados no anexo 1.

Os dados obtidos mostram que as oscilações térmicas no local do trabalho foram bem definidas, com verão quente onde as temperaturas médias situaram-se em torno de 25 °C, com máximas acima de 30 °C, e mínimas superiores a 10 °C, e inverno temperado ocorrendo pouca diferenciação entre médias e mínimas, oscilando entre 5 e 10 °C e máximas na faixa de 20 °C. Isto mostra uma diminuição aproximada da temperatura do ar em cerca de 10 °C da estação fria com relação a quente, que certamente irá influenciar a temperatura da massa líquida acarretando uma diminuição na cinética do crescimento e atividade biológica. As figuras 5.4 e 5.5 descrevem as curvas definidas pelas variações das temperaturas máximas, mínimas e médias diárias, registradas na época quente e fria respectivamente.

Com auxílio de um heliógrafo, foram quantificadas as horas de sol dia, no sentido de observar o efeito da intensidade luminosa no processo fotossintético, de acordo com a época de operação. Entende-se que trata-se de uma avaliação pouco criteriosa, dado a pouca sensibilidade do aparelho além do que não se leva em consideração o ângulo de incidência solar. A figura 5.6 mostra que esta variável analisada desta forma e isoladamente não caracteriza a intensidade luminosa simplesmente quantificada pelo número de horas de sol/dia, como fator importante da atividade fotossintética, pois as baixas horas de sol/dia tanto no verão como no inverno decorrem da elevada nebulosidade, porém a taxa de luminosidade que o aparelho não registra, incide com maior intensidade no verão do que no inverno.

A figura 5.7 contrasta as variações das temperaturas médias nos meses de verão e inverno, evidenciando as diferenças térmicas entre épocas. Houve uma homogeneidade de valores para as temperaturas médias nos meses de janeiro e fevereiro, ao passo que para a época fria, a temperatura média em agosto foi superior do que julho.

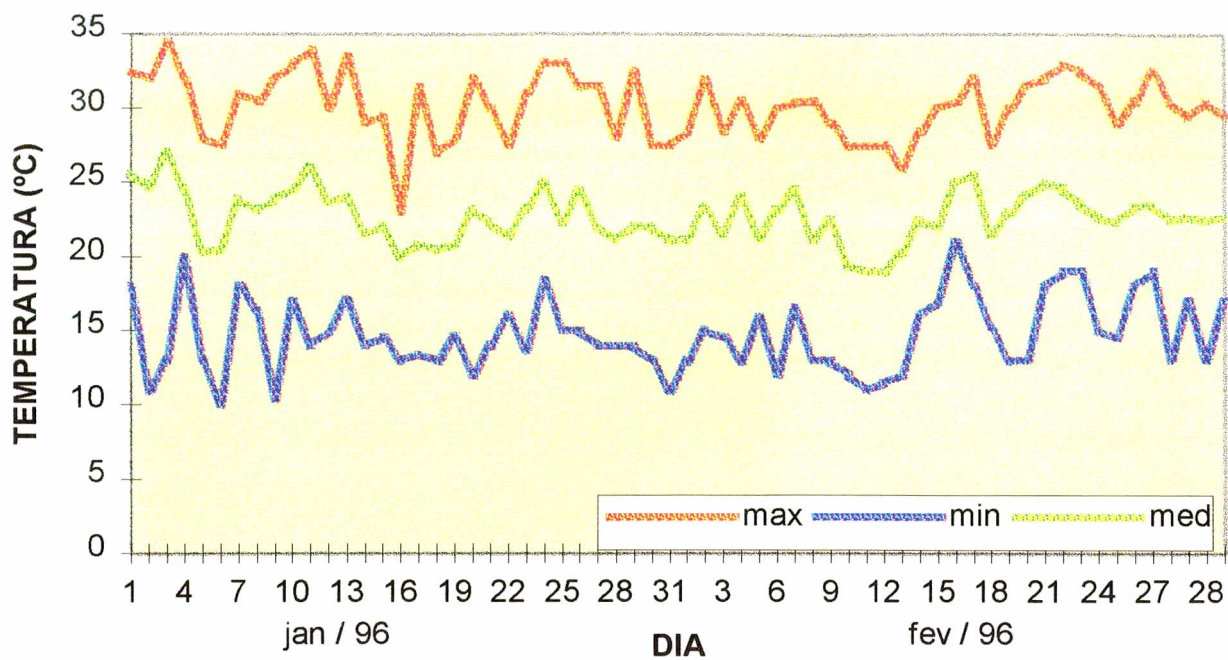


FIGURA 5.4. Variações das temperaturas máximas, mínimas e médias, registradas nos meses de janeiro e fevereiro de 1996. Fonte: Estação meteorológica da EMBRAPA - CNPSA

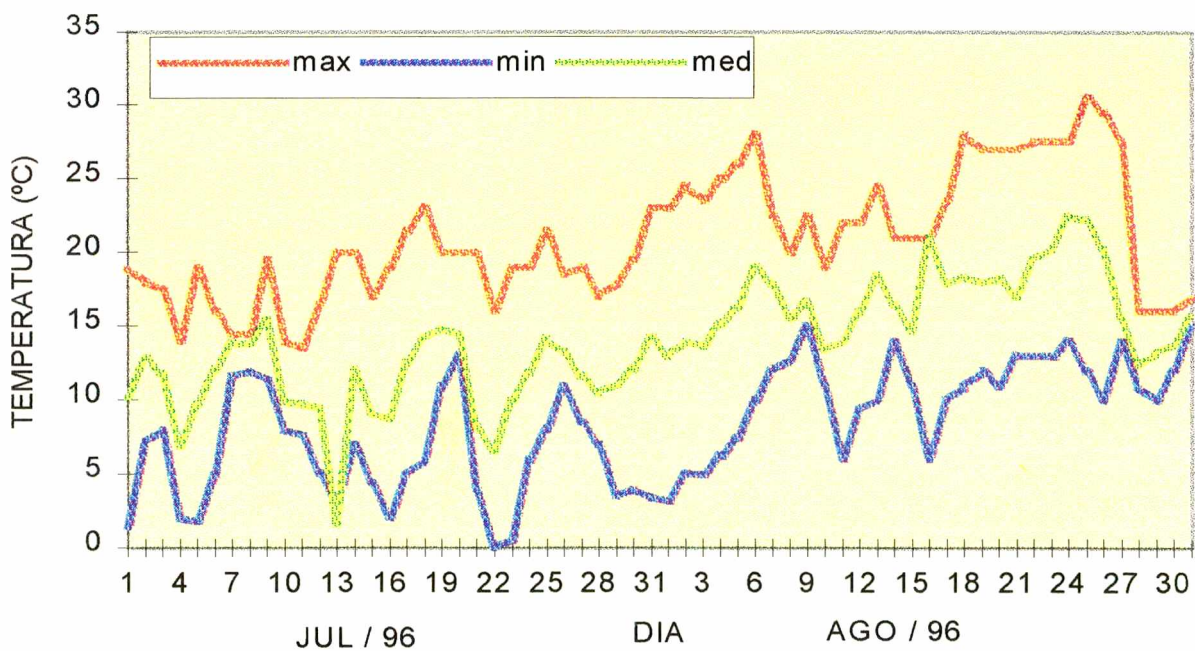


FIGURA 5.5. Variações das temperaturas máximas, mínimas e médias, registradas nos meses de julho e agosto de 1996. Fonte: Estação meteorológica da EMBRAPA - CNPSA

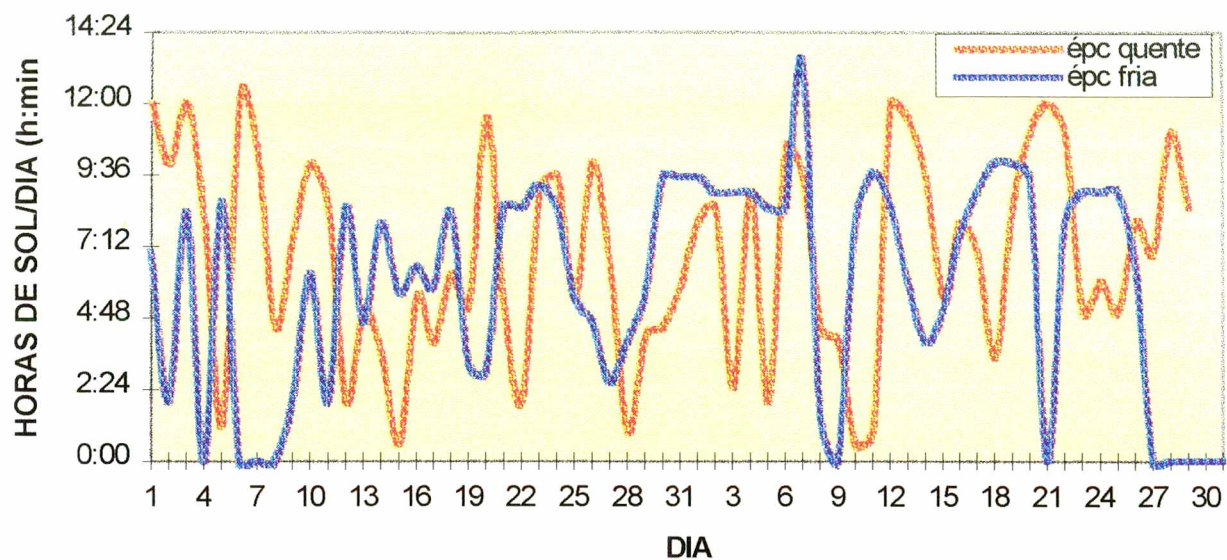


FIGURA 5.6. Variações entre as épocas quente e fria, do número de horas e minutos registradas nos ensaios. Fonte: Estação meteorológica da EMBRAPA - CNPSA

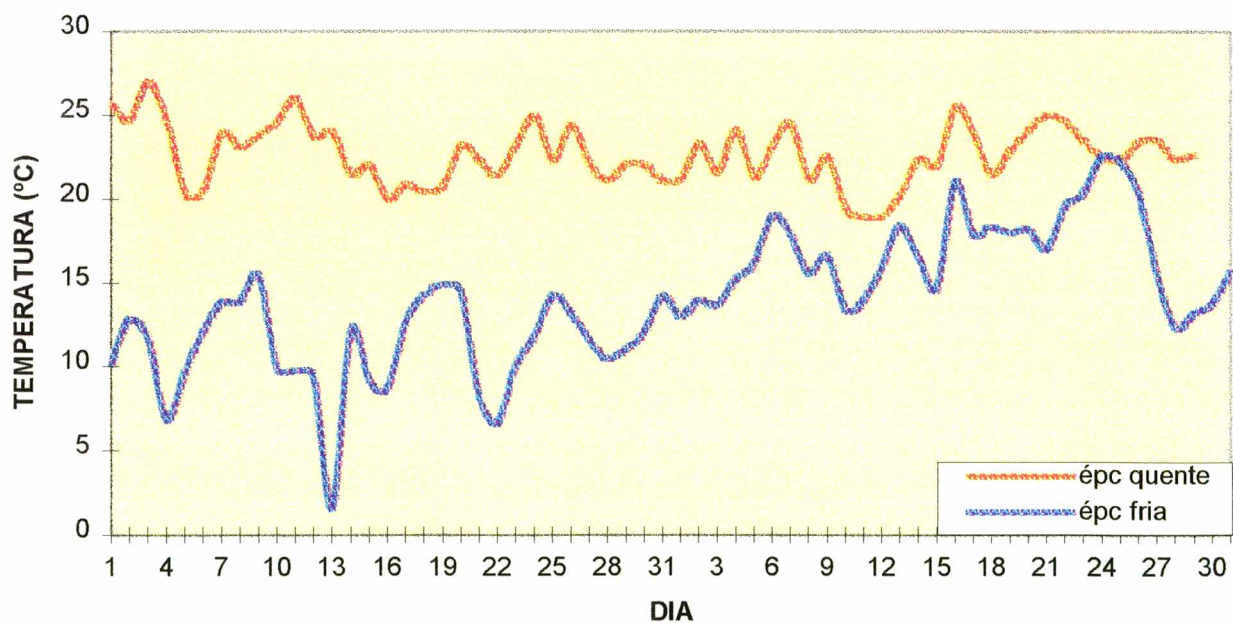


FIGURA 5.7. Variações entre as épocas quente e fria, das temperaturas médias registradas nos ensaios. Fonte: Estação meteorológica da EMBRAPA - CNPSA

5.3. RESULTADOS OBTIDOS COM A LAGOA DE ALTA TAXA DE DEGRADAÇÃO

Os quadros 1 a 6 (apresentados no anexo 2), mostram os resultados obtidos através dos processos analíticos para a lagoa de alta taxa de degradação, e referem-se aos ensaios desenvolvidos nas diferentes épocas. Os valores descritos nos quadros 1 e 2, referem-se as 21 observações realizadas no período de 30 dias de permanência da massa líquida na lagoa. Estas variáveis apresentam diminuição nas suas concentrações em função do tempo, e foram obtidas a partir das médias dos dois ensaios para cada época avaliada. Os quadros 3 e 4 caracterizam o desempenho da lagoa através das eficiências de remoção, de acordo com as concentrações no início e final dos ensaios para as épocas quente e fria respectivamente. Os resultados apresentados nos quadros 5 e 6, referem-se as variáveis que não caracterizam taxas de remoção com o tempo, também obtidas a partir das médias dos dois ensaios.

5.4. RESULTADOS OBTIDOS COM A LAGOA FILTRO

Os resultados descritos no QUADRO 11 mostram as variações nos índices da DQOt, NTK, OD, pH, TEMP e Coliformes fecais, para as amostras afluentes (lagoa de alta taxa) e efluentes da lagoa filtro. Os valores foram obtidos através de médias semanais efetuadas para cada época, e mostram que tal sistema proporciona um resíduo final com uma DQOt abaixo de 100 mg/l, e nitrogênio Total atingindo sua maior concentração efluente na época fria, situando-se na ordem de 70 mg/l.

Possivelmente a elevada capacidade de remoção de nutrientes, seja uma das principais vantagens sob o ponto de vista ambiental e sanitário, em termos de aplicabilidade prática do sistema conjugado entre lagoa de alta taxa de degradação e lagoa filtro, pois outras alternativas como lagoas facultativas mostram-se ineficientes com relação a remoção de nutrientes.

QUADRO 11. Valores médios obtidos na lagoa filtro, através das médias semanais para as diferentes épocas

VARIÁVEIS	ÉPOCA QUENTE				ÉPOCA FRIA			
(mg/l)	1º ENSAIO		2º ENSAIO		1º ENSAIO		2º ENSAIO	
	entrada	saida	entrada	saida	entrada	saida	entrada	saida
DQOt	277	85	382	93	678	205	465	132
NTK	11,9	7,4	28	18	269	87	168	62
O.D.	12.4	11.2	14.1	13.5	10.9	11.5	9.8	12.9
pH	8.1	8.2	8.0	8.3	7.9	8.0	7.8	8.0
TEMP (°C)	26.3	28.5	25.6	28.2	16.7	17.1	17.8	18.7
C.F. / 100ml	5.6x10 ¹	6.9	3.6x10 ¹	8.4	22x10 ¹	7.2x10 ¹	14x10 ¹	9.2x10 ¹

5.5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS COM A LAGOA DE ALTA TAXA DE DEGRADAÇÃO.

A capacidade depurativa da lagoa de alta taxa de degradação, foi avaliada estudando-se seu comportamento operada em regime de batelada e, em épocas climáticas diferenciadas em termos de verão e inverno. As 21 observações realizadas em cada ensaio para as épocas quente e fria, são descritas nos quadros 1 e 3 respectivamente, assim como o rendimento do sistema é caracterizado nos quadros 5 e 6, (anexo 2).

Pode-se observar pelos valores dos quadros acima citados e de acordo com a figura 5.8, que as eficiências de remoção obtidas a partir da média dos ensaios para cada época, foram melhores no período quente se comparado ao frio. Este fato pode ser explicado por dois fatores, primeiro que a atividade biológica para as condições locais responde com maior intensidade no verão do que no inverno, assim como no período quente as taxas de radiação solar sendo mais acentuadas irão favorecer o crescimento fitoplantônico, que juntamente com a biomassa bacteriana, promovem a oxidação da matéria orgânica presente na massa líquida.

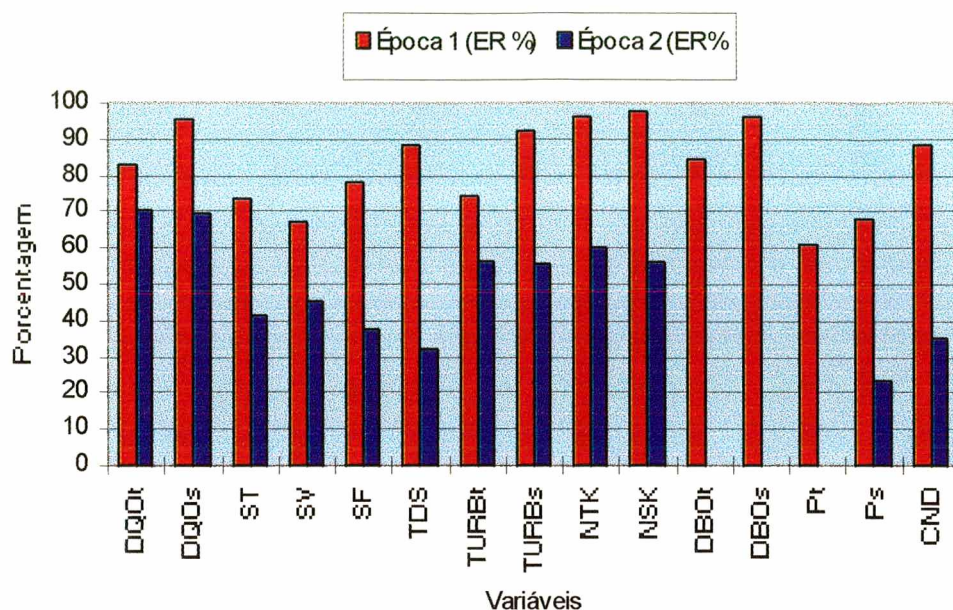


FIGURA.5.8. Avaliação do contraste sazonal na eficiência de remoção, utilizando-se a Lagoa de AltaTaxa de degradação para o tratamento dos dejetos suínos

O comportamento da lagoa em relação as variáveis avaliadas, é bem visualizado através das curvas obtidas pelo modelo de regressão não linear, (*Draper & Smith*) que ilustra a tendência do sistema com base no ajuste dos dados de campo. O anexo 3 apresenta as figuras que descrevem este processo, assim como as equações e os coeficientes de determinação (r^2). Como este trabalho foi realizado com base nos ensaios desenvolvidos na época quente, estes modelos servem para ilustrar os fenômenos intrínsecos da lagoa de alta taxa de degradação, somente para locais onde as temperaturas situem-se na mesma faixa das registradas ao longo do experimento.

A figura. 5.8 também evidencia que além da melhor eficiência no verão, o comportamento de alguns elementos na época fria como sólidos totais e dissolvidos apresentaram baixas taxas de remoção (15 - 30 %), outros como a DQOt, DQOs, turbidez e nitrogênio respondem satisfatoriamente (50 - 70 %).

As variações na eficiência da lagoa em função da época do ano, pode ser explicado pela análise do coeficiente de correlação (QUADRO 9.8), que evidencia o grau de correlação entre as médias mensais das temperaturas máximas, mínimas, médias e amplitude com os principais parâmetros envolvidos no estudo.

QUADRO 9.8. Correlação entre o impacto das oscilações térmicas sazonais, e os resultados obtidos nas diferentes épocas estudadas.

EFIC. (%) REMOÇÃO	X.MAX (°T)	X.MIN (°T)	X.MED. (°T)	X.AMPLI (°T)
DQO.T	98 %	94 %	97 %	- 32 %
DQO.S	98 %	99 %	99 %	- 32 %
ST	99 %	99 %	99 %	- 43 %
TDS	94 %	95 %	95 %	- 65 %
TURB.T	85 %	78 %	82 %	- 5 %
TURB.S	96 %	94 %	95 %	- 19 %
NTK	98 %	98 %	98 %	- 55 %
NSK	91 %	92 %	92 %	- 69 %
Ps	75 %	78 %	78 %	- 81 %
CND	98 %	97 %	98 %	- 57 %

Através da análise de correlação processada pelo “proc n lin” do *SAS*, mostrou-se que a temperatura está correlacionada em cerca de 98 % para a DQO tanto total como solúvel, 99 % para os sólidos totais, 98 % para o nitrogênio total e acima de 90 % para a maioria das variáveis estudadas. O fósforo solúvel em torno de 78 % foi a correlação menos acentuada, mesmo assim pode-se afirmar que temperaturas mais elevadas proporcionam maior eficiência na remoção deste elemento, pois assim como o nitrogênio, a precipitação do fósforo está associada a taxa de oxigenação responsável pela alcalinização do meio. Os valores negativos da amplitude para todas as variáveis, significa que quanto maior a amplitude térmica, menor será a eficiência da lagoa, porém trata-se de um fator que estabelece baixas taxas de correlação, sendo insignificante com relação a turbidez total (5 %).

As reduções com relação a fração carbonácea, foram evidenciadas pelo comportamento da Demanda Química de Oxigênio da amostra bruta e filtrada representados por DQOt e DQOs nas diferentes épocas, e a capacidade de depuração biológica deste elemento foi avaliada pela Demanda Bioquímica de Oxigênio, também através de alíquotas da amostra bruta e filtrada representadas por DBOt e DBOs. Devido a problemas técnicos com a DBO manométrica no decorrer do experimento da época fria, não nos foi possível a obtenção deste parâmetro no referido período.

Entendendo-se que a lagoa de alta taxa de degradação recebe um substrato rico em microorganismos, que permanecendo em suspensão devido ao processo de mistura, irão proporcionar uma elevada eficiência nas reações de estabilização química da matéria orgânica, pois a eficiência do sistema decorre da relação entre a atividade biológica e grau interação entre substrato microorganismos. Portanto em batelada, percebe-se que a ótima interação biomassa substrato, determina uma satisfatória remoção da matéria orgânica carbonácea. proporcionado uma acentuada redução da turbidez.

As figuras 5.9 e 5.10, mostram a evolução da DQOt e DQOs para as diferentes épocas. Nota-se, que tanto para a fração total como para a solúvel não ocorre acentuada diferenciação em termos de eficiência de remoção entre épocas para este parâmetro, mostrando que o rendimento da lagoa também no inverno se processa de forma eficiente, e que entre a décima quinta e a décima sétima observação, o que significa um tempo de permanência em torno de 20 dias, ocorre cerca de 80% de estabilização da matéria orgânica nas suas concentrações iniciais, com lento decréscimo até o trigésimo dia de residência.

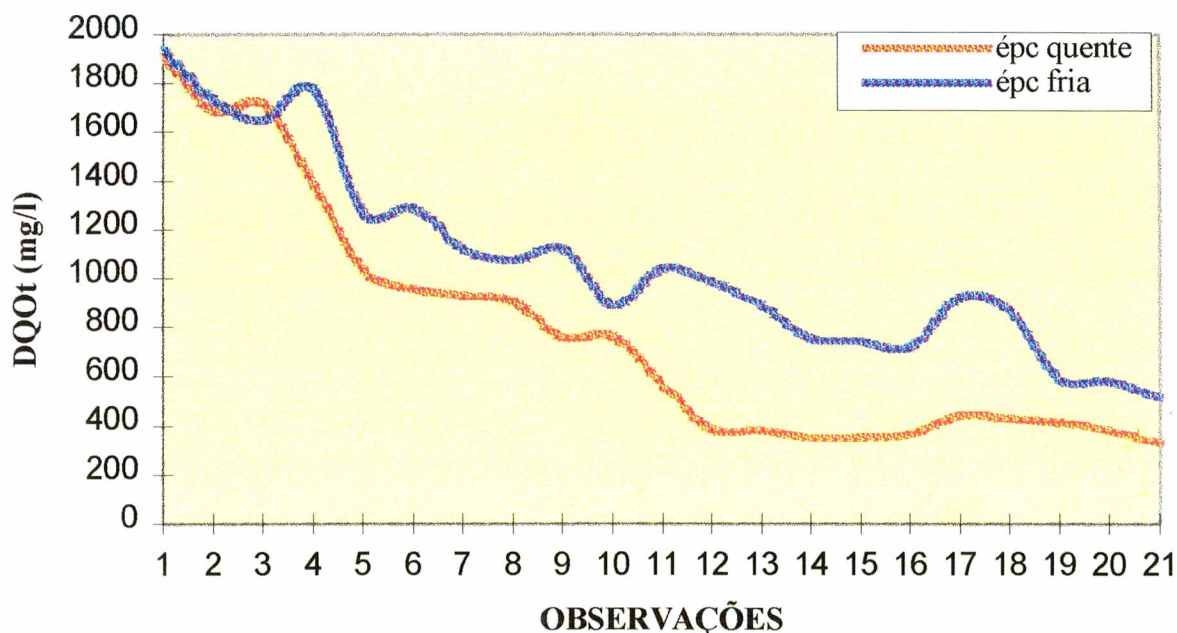


FIGURA 5.9. Evolução da Demanda Química de Oxigênio total (DQOt - mg/l), para as diferentes épocas estudadas.

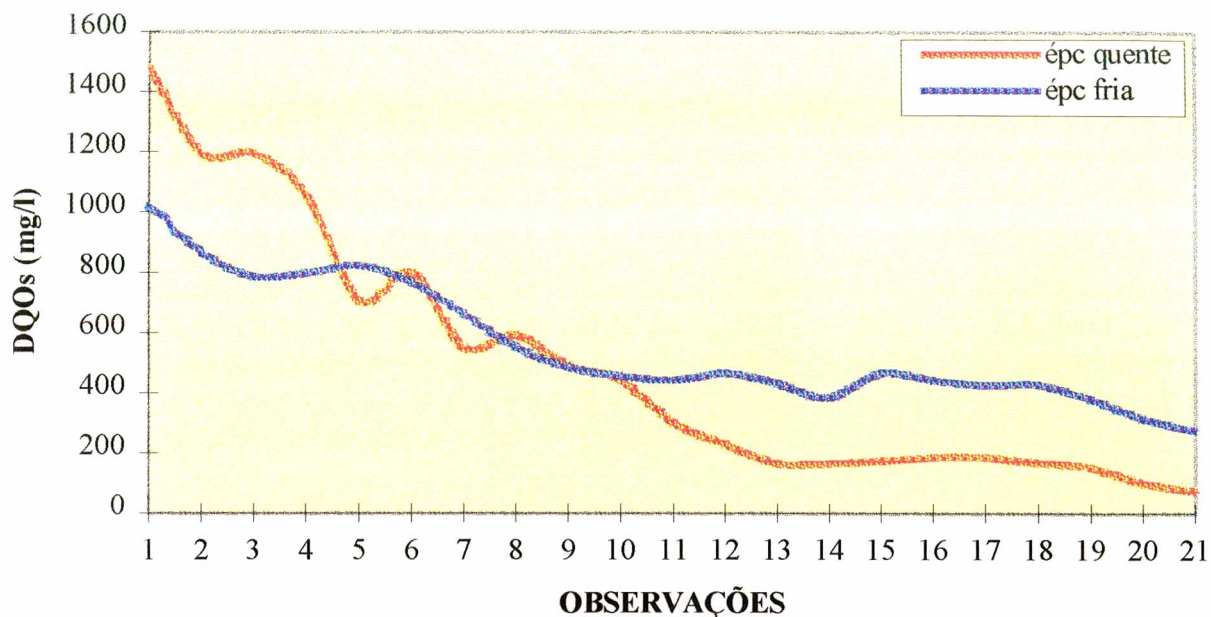


FIGURA 5.10. Evolução da Demanda Química de Oxigênio solúvel (DQOs mg/l), para as diferentes épocas estudadas.

Os resultados de oxigênio dissolvido descritos nos quadros 5 e 6 (anexo2) mostram a dificuldade que a biomassa fitoplanctônica encontrou para se desenvolver, pois no experimento em batelada com uma DQOt de partida em torno de 2000 mg/l, o sistema processa-se anaerobicamente até que ocorra a redução da turbidez a níveis que permitam o crescimento das algas e consequente produção de oxigênio. Com isto a passagem do estado anaeróbio ao aeróbio facultativo, tanto na época quente como fria, deu-se a partir da décima quinta observação ou cerca de 18 dias após a partida do experimento, entretanto nota-se que a intensidade de oxigenação da época quente atingindo concentrações de oxigênio dissolvido em torno de 17 mg/l, é bem superior a época fria 5.8 mg/l.

A avaliação de algumas variáveis como ausência de oxigênio dissolvido em cerca de 2/3 do tempo de retenção da massa líquida na lagoa, a elevada correlação entre temperatura e eficiências de remoção, mostram que no processo em batelada, a oxidação biológica da matéria orgânica em suspensão e dissolvida é estabilizada principalmente pela biomassa bacteriana anaeróbia proveniente do substrato. Entretanto, mesmo as taxas de oxigênio dissolvido sendo menores no inverno que no verão, verifica-se que este elemento é responsável por maiores eficiências de

remoção na época fria, onde tal fato pode ser explicado pela menor atividade biológica determinada pelas baixas temperaturas, pois comparando-se os resultados dos quadros 1, 2, 5 e 6 8 (anexo 2) constata-se que o oxigênio dissolvido aparece somente após a décima quinta observação, quando já ocorreu 79.8% de remoção da DQOt dos 82.7 % removidos na época quente, 61.4 % dos 73.2 % removidos na época fria, podendo-se concluir que quando o meio passa a aeróbio, praticamente todo o carbono já foi removido principalmente na época quente. Com isto, o oxigênio dissolvido contribuiu somente em cerca de 3 % para a remoção da DQOt, 10.6 % da DQOs na época quente; 11.8 % da DQOt, 19.4 % da DQOs na época fria.

A relação entre os sólidos totais, voláteis e fixos, apresentados nos quadros 2 e 3 caracteriza que o resíduo de partida, para ambas as épocas, distribui-se igualmente nas concentrações do conteúdo orgânico e mineral, representados pelos sólidos voláteis e fixos respectivamente.

Isto quer dizer que embora ocorresse diferenciações do teor de sólidos totais nas épocas quente (3226 mg/l) e fria (1983 mg/l), seu conteúdo é equivalente a nível de voláteis e fixos, com afluentes quantificados no verão em 1602 mg/l e 1624 mg/l para voláteis e fixos respectivamente. Da mesma forma no inverno a concentração destas frações sólidas se mostraram equivalentes, 971 mg/l e 1011 mg/l. Nota-se também que decorrente do processo de mineralização, as concentrações dos sólidos fixos se mostraram superiores a dos voláteis, tanto na época quente (SV=313 mg/l; SF=530 mg/l) quanto na fria (SV=497 mg/l; SF=599 mg/l).

De acordo com a figura 5.11 observa-se que não se pode atribuir as baixas remoções de sólidos totais verificadas no inverno somente aos fatores climáticos, uma vez que o teor de matéria seca dos dejetos suínos utilizados nos ensaios da época fria foi praticamente a metade do utilizado na época quente.

A remoção dos sólidos em regime de batelada, decorre do próprio processo de estabilização da matéria orgânica, que determina como produto um material hidrolizado, portanto de menor massa. Espera-se no tratamento secundário que as concentrações em sólidos devam diminuir devido a adsorção e principalmente pela oxidação biológica. Daí a elevada correlação entre temperatura e reduções de sólidos, 99 % de correlação e 73.5 % de remoção média na época quente. Os resultados obtidos através da média dos ensaios, indicam que a lagoa de alta taxa de degradação mantém um efluente final com uma concentração em torno de 1000 mg/l ou 1 % de matéria seca, independente da época.

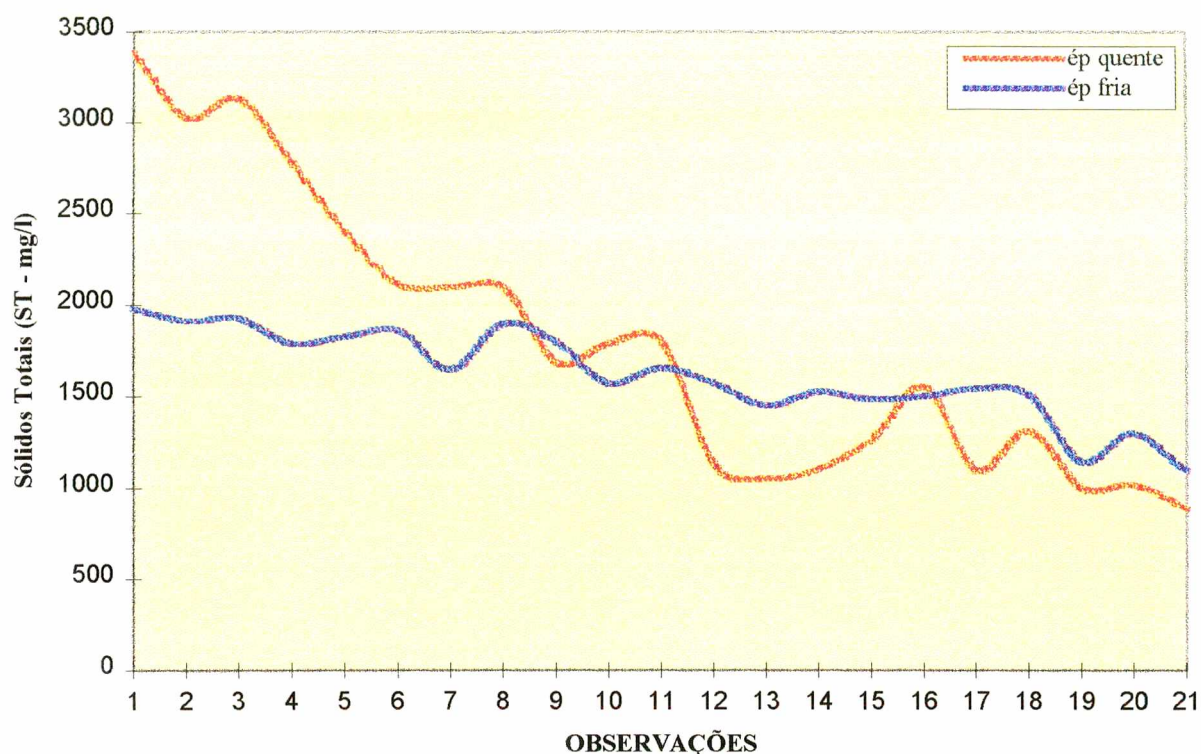


FIGURA 5.11. Evolução dos Sólidos Totais (ST - mg/l), para as diferentes épocas estudadas.

Porém deve se levar em consideração que as remoções dos sólidos totais na lagoa de alta taxa de degradação, estão também relacionadas aos teores de matéria seca do afluente, fato que não pode ser comprovado pelo presente estudo, pois embora com concentrações carbonáceas semelhantes, os teores de sólidos totais (mg/l) na época fria foram inferiores.

Para melhor interpretar o efeito da temperatura na eficiência de remoção dos sólidos totais, deve-se observar os resultados dos ensaios realizados na época fria, pois os resíduos utilizados nestes ensaios tiveram suas concentrações de sólidos totais em torno de 2000 mg/l. Os resultados apontam que tal fator exerce interferência no rendimento do sistema, pois no primeiro ensaio da referida época foram registradas as menores temperaturas com médias em torno de 11°C, fato que contribuiu com uma remoção de sólidos totais de apenas 31 %, ao passo que mesmo na época fria na segunda repetição, com médias em torno de 16.4 °C a remoção chegou a 51.4 %. O efeito da temperatura na variação dos sólidos foi principalmente notado através dos sólidos dissolvidos conforme pode-se observar pela figura 5.8, com eficiências de remoção na ordem de 88.3 % na média das repetições do período quente, e 32.6 % no frio.

A biomassa foi avaliada através das variações dos sólidos voláteis em suspensão (SSV), que pelos resultados dos quadros 5 e 6, verificou-se pequenas flutuações característico do processo de síntese e morte biológica, com concentrações semelhantes para ambas as épocas, variando em torno de 200 a 400 mg/l.

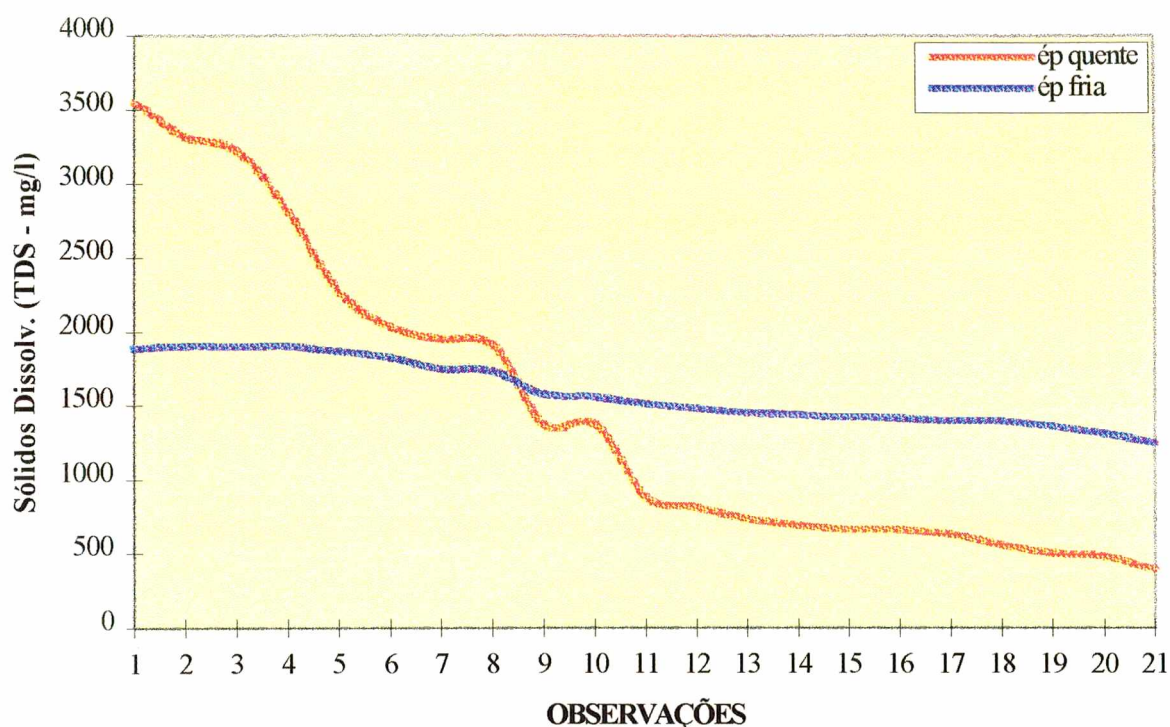


FIGURA 5.12. Evolução dos sólidos dissolvidos (mg/l), para as épocas estudadas

Os sólidos totais dissolvidos (TDS) representam a diferença entre os sólidos totais e os sólidos em suspensão, e a condutividade (CND) indica o efeito da força iônica e consequente interferência nas reações de equilíbrio químico respectivamente, embora com unidades diferentes (mg/l) e $\mu\text{S}/\text{cm}$, conduziram-se nos ensaios de forma semelhante com reduções bem diferenciadas com relação a época. Os quadros 3 e 4 mostram que estas variáveis obtiveram na média dos ensaios da época quente 88.3 % de remoção e cerca de 35 % para a época fria, caracterizando a temperatura como importante fator no comportamento destes parâmetros como bem ilustra as figuras 5.12 e 5.13, demonstrando que tanto os sólidos dissolvidos como a condutividade, variam de acordo com a concentração total de substâncias ionizadas dissolvidas na massa líquida.

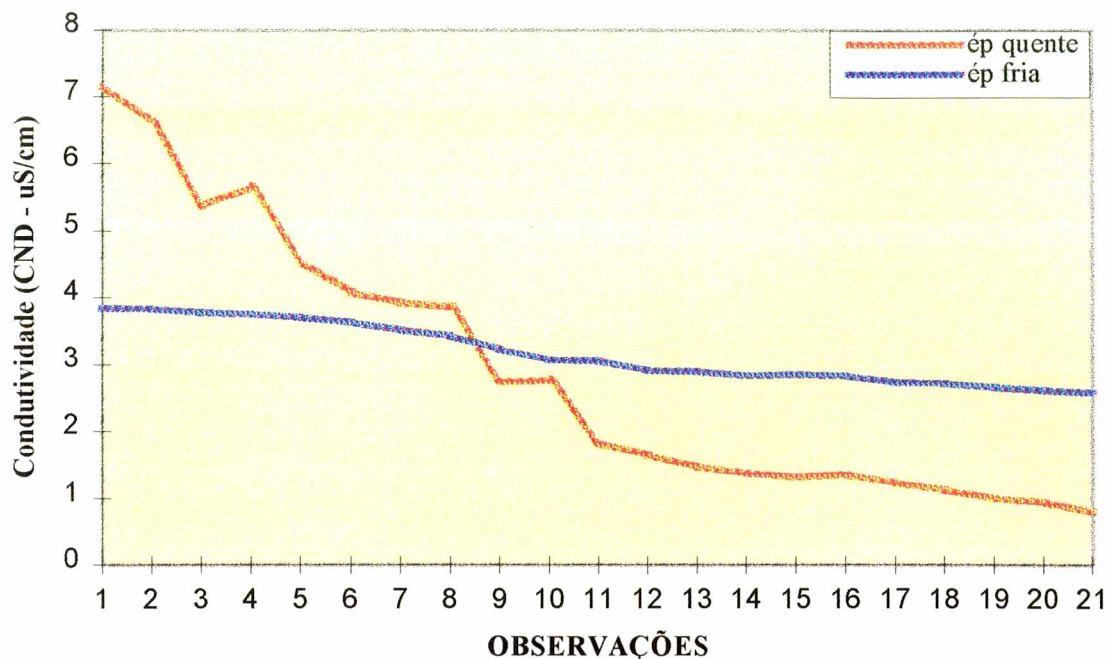


FIGURA 5.13 Evolução da Condutividade ($\mu\text{S/cm}$), para diferentes as épocas estudadas

A turbidez da massa líquida bruta e da filtrada (TURBt e TURBs) respectivamente, indica de acordo com as figuras 5.14 e 5.15 a interferência da fração sólida que se mantém em suspensão, incluindo a biomassa zôo e fitoplantônica, na coloração das amostras. A maior importância na avaliação deste parâmetro reside no fato de que elevados níveis de turbidez prejudicam ou mesmo impedem a síntese fitoplantônica, base da produção de oxigênio dissolvido verificado neste modelo de lagoa.

As melhores reduções verificadas em todas as variáveis na época quente caracterizam que o processo de clarificação também foi mais acentuado neste período, com eficiências de remoção na ordem de 74,5 % para a TURB.t e 92,2 % para a TURB.s, contra 56,5 % e 55,8 % para a época fria respectivamente.

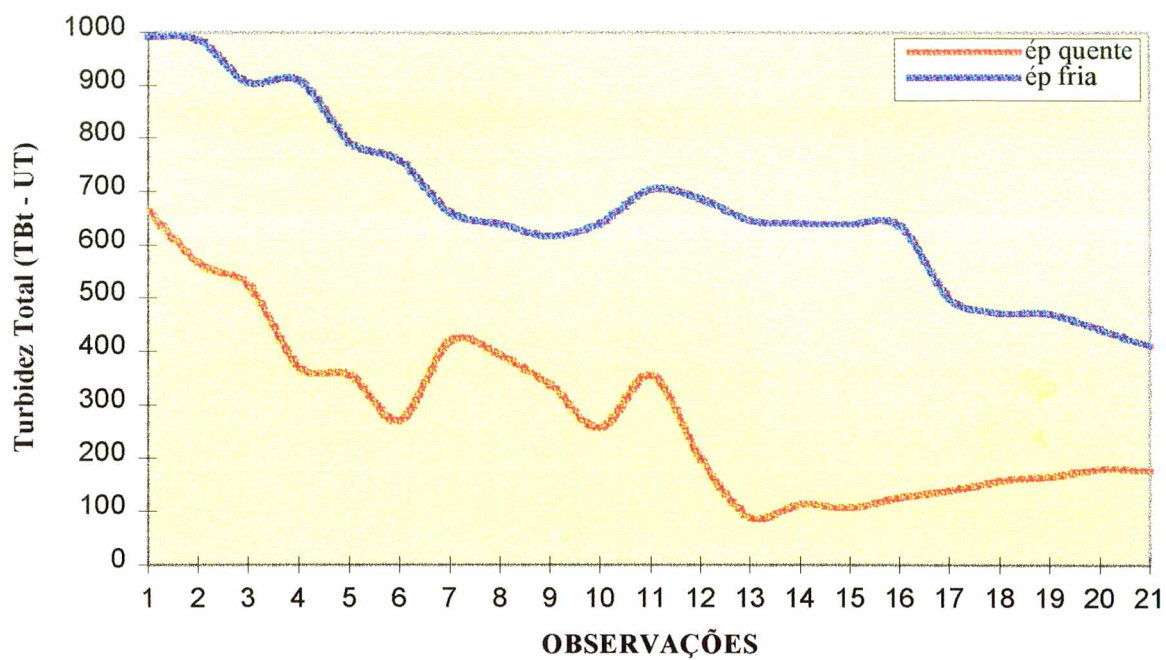


FIGURA 5.14. Evolução da Turbidez total (U.T) para as diferentes épocas estudadas

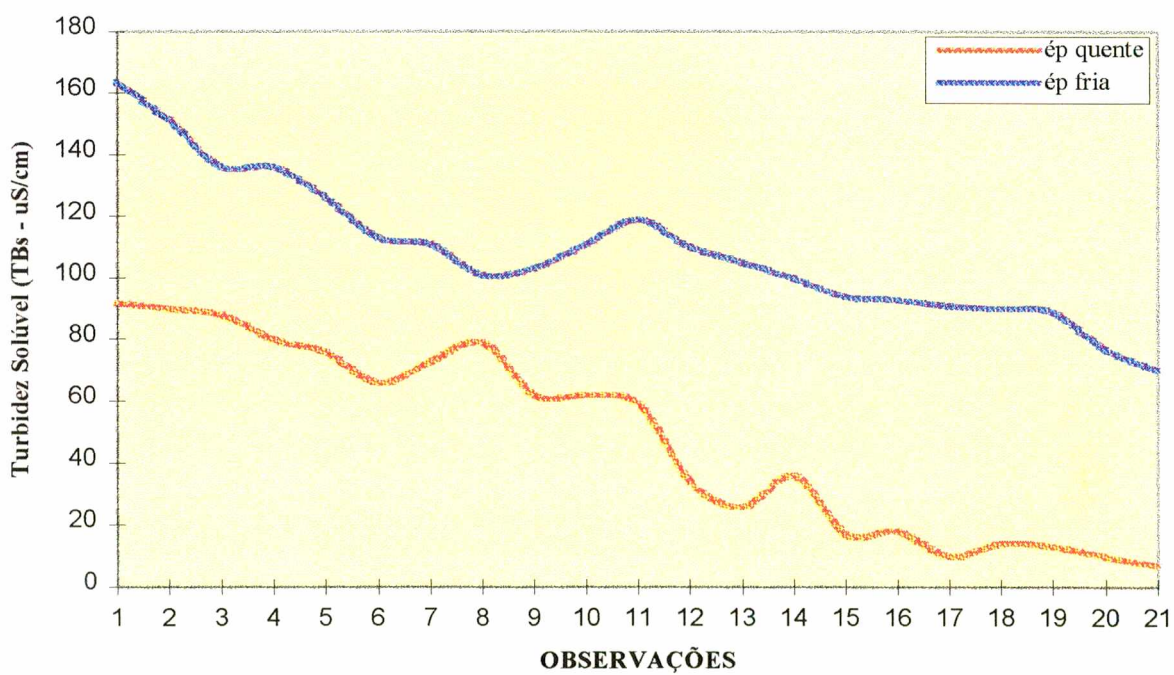


FIGURA 5.15. Evolução da Turbidez solúvel (U.T) para as diferentes épocas estudadas

As variações de nitrogênio ilustradas nas figuras 5.16 e 5.17, evidenciam a temperatura como um dos principais fatores responsáveis pelo comportamento deste elemento, pois os níveis das frações total e solúvel do efluente final foram de 25 mg/l e 13 mg/l para a época quente, contra 412 mg/l e 70 mg/l no inverno. Se analisarmos o diagrama de Gomez (1992) apresentado na figura 3.6. e 3.7 do item 3.5.7, para sistema de lagoa de estabilização convencional e o voltado para lagoa de alta taxa em fluxo contínuo, verificamos que os mecanismos de remoção de nitrogênio do presente trabalho são compatíveis com os dois processos, uma vez que a lagoa de alta taxa em batelada funciona como processo anaeróbio e aeróbio facultativo.

O princípio de remoção de nitrogênio em lagoa de alta taxa de degradação em fluxo contínuo, definido por Oswald também demonstrado por Gomez através do diagrama da figura 3.7., estabelece a volatilização na forma de amônia (NH_3) como principal mecanismo, onde os mesmos estudos apontam a alcalinização do meio decorrente da elevada oxigenação como responsável pelo processo.

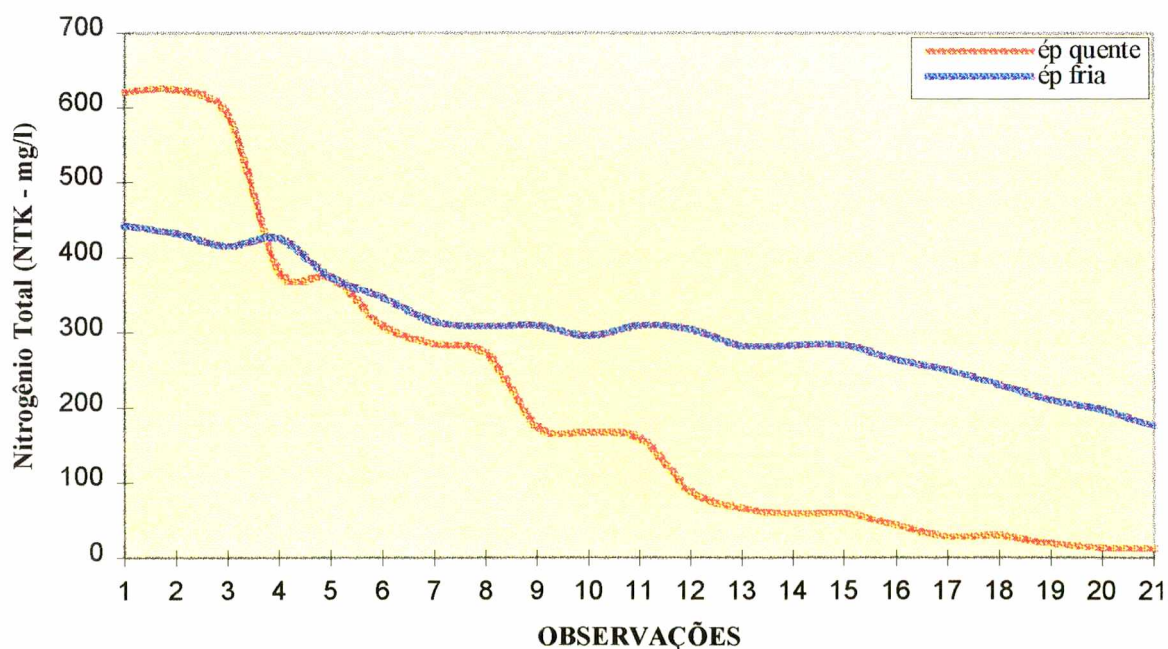


FIGURA 5.16. Evolução do nitrogênio total NTK (mg/l), para as diferentes épocas estudadas

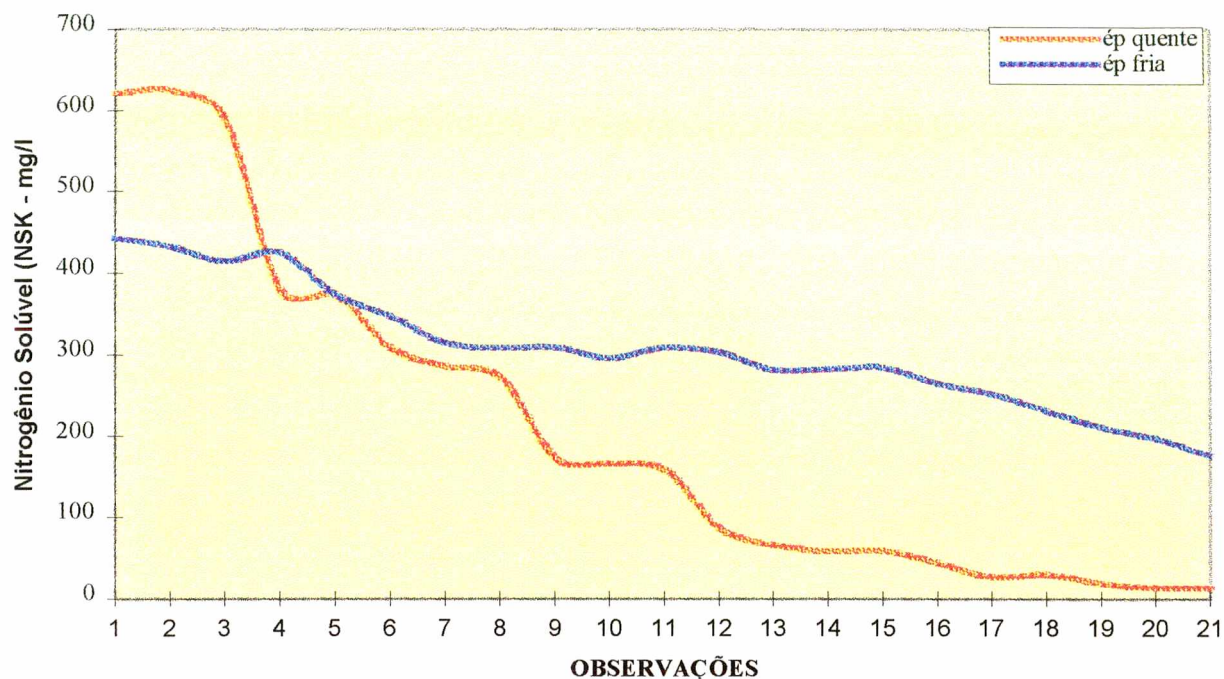


FIGURA 5.17. Evolução do nitrogênio solúvel NSK (mg/l), para as diferentes épocas estudadas

Podemos concluir que no sistema em batelada durante a fase anaeróbia, a temperatura exerceu grande influência nas reduções de nitrogênio 96.4 % e 97.7 % na época quente, em relação aos 60.4 % e 56.2 % na época fria, para NTK e NSK respectivamente. Como durante os ensaios realizados nas duas épocas, cerca de 2/3 do período de permanência da massa líquida não ocorreu processo fotossintético, entende-se que a incorporação de nitrogênio pela biomassa, caracterizado pelo diagrama de Gomez como partículas nitrogenadas, foi um dos principais mecanismos responsáveis pela eliminação, onde a associação com a temperatura vem no sentido de que maiores temperaturas aumentam a atividade biológica.

A avaliação das variações de oxigênio e pH descritas nos quadros 5 e 6 (anexo2) e evidenciado nas figuras 5.18 e 5.19, relacionado ao comportamento da concentração ao longo do tempo para o nitrogênio total e solúvel (NTK e NSK) conforme figuras 5.16 e 5.17, permitem uma melhor compreensão dos processos responsáveis da eliminação deste elemento.

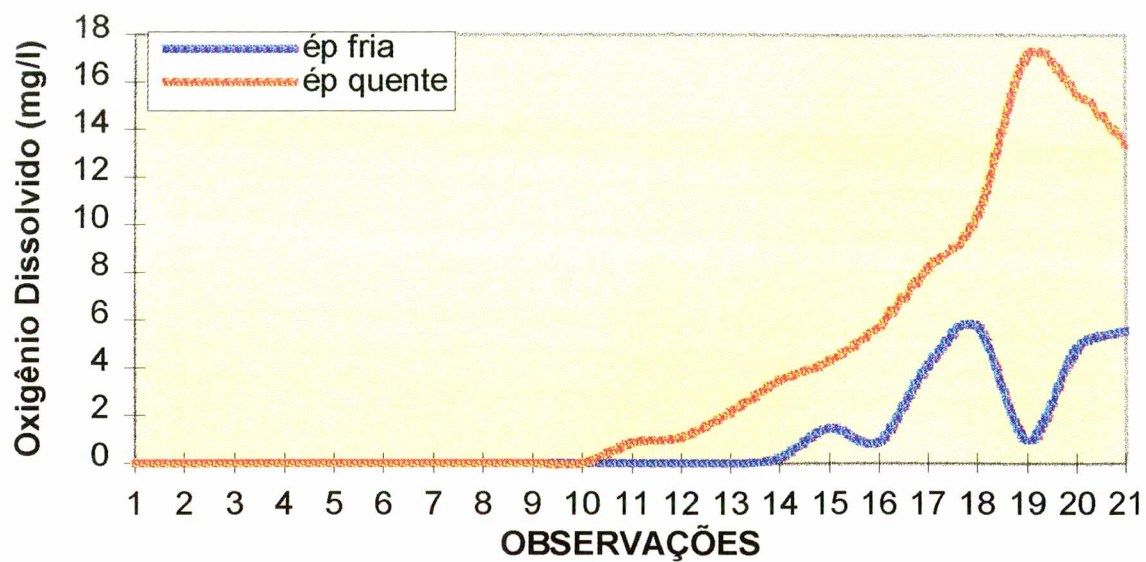


FIGURA 5.18. Evolução do oxigênio dissolvido (mg/l), para as diferentes épocas estudadas

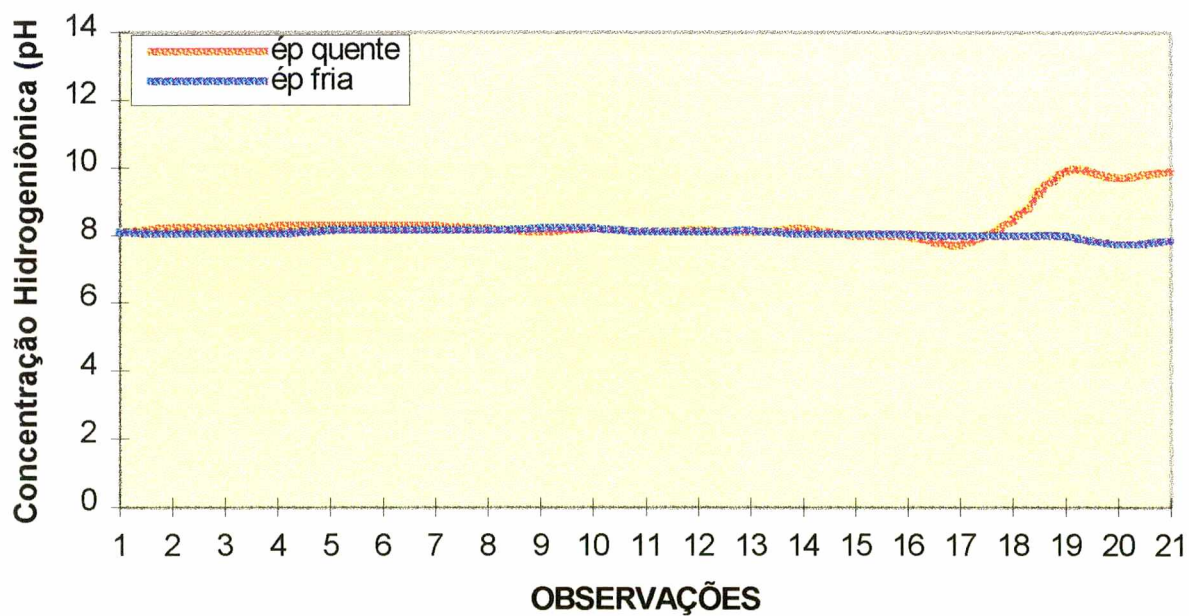


FIGURA 5.19. Evolução do pH para as diferentes épocas estudadas

Traçando-se um paralelo entre os índices de O_2 e pH para a época quente em relação as eficiências de remoção do NTK e NSK ao longo do tempo, deduz-se que quando o sistema passa de anaeróbio a aeróbio facultativo, já ocorreu 75.8 % de remoção do NTK dos 96.4 % do total removido, 74.4 % de remoção do NSK dos 97.7 % do total removido na época quente. Na época fria, a fase anaeróbia respondeu por 44.7 % de remoção para o NTK dos 60.4 % removidos, 35.8 % de remoção do NSK dos 56.2 % do total removido. Portanto não caracteriza a volatilização como principal mecanismo depurador do elemento em questão.

Tais valores indicam a importância da temperatura, diretamente relacionada a taxa de degradação K_1 na remoção das formas nitrogenadas, e que as principais formas de eliminação de nitrogênio na fase aeróbia facultativa são através da volatilização na forma de amônia (NH_3), decorrente da alcalinização do meio, associado ao processo de nitrificação e denitrificação decorrente das flutuações próprias do oxigênio devido a ausência e presença de luz.

A figura 5.20 apresenta as variações do fósforo solúvel para as diferentes épocas, Percebendo-se que a intensa flutuação deste parâmetro em ambas as épocas, não só está relacionado à assimilação desta variável por parte da biomassa, mas principalmente dos valores de pH presente na lagoa.

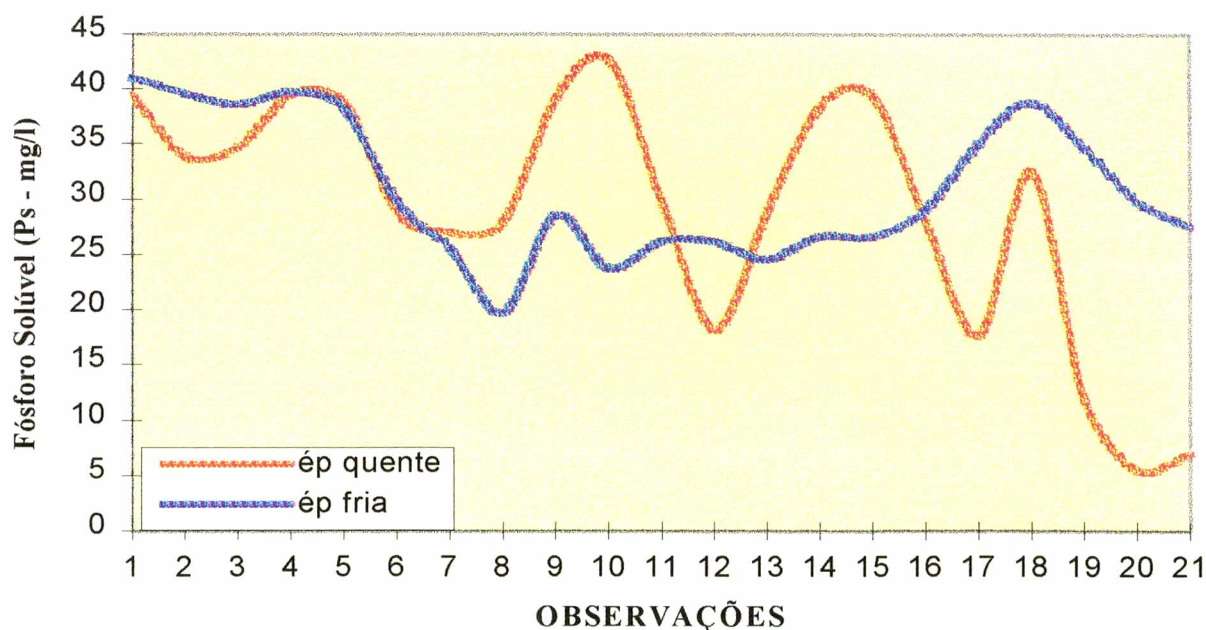


FIGURA 5.20. Evolução do fósforo solúvel (mg/l), para as diferentes épocas estudadas

Sabe-se que o mecanismo que determina a remoção de fósforo em sistema de lagoa de alta taxa de degradação decorre da alcalinização do meio, portanto assim como o nitrogênio, o fósforo encontra-se relacionado as taxas de oxigenação, que por sua vez dependem da luminosidade quantificada através da radiação solar uma vez que a acentuada atividade fotossintética determina um elevado consumo de CO_2 , e com isto o íon bicarbonato (HCO_3^-) tende a se converter no íon hidroxila (OH^-), aumentando desta forma o pH do meio.

Pode-se notar pelos quadros 5 e 6 também evidenciado nas figura 5.18 e 5.19, que a elevação do pH está relacionada com o aumento das taxas de oxigênio dissolvido, e verificando-se de forma mais acentuada na época quente e principalmente no primeiro ensaio, se comparado a época fria, quando os índices de pH foram superiores a 9 e as concentrações de oxigênio durante a fase aeróbia facultativa situaram-se em torno de 15 mg/l.

Pelos resultados obtidos, a temperatura também exerceu influência embora de forma indireta, pois está relacionada com a intensidade da radiação solar, fator decisivo na remoção do fósforo, uma vez que favorece a atividade fotossintética responsável pela oxigenação e consequente alcalinização da massa líquida. Este fato foi principalmente verificado no primeiro ensaio da época quente, que apresentou reduções de 90.8 % podendo-se concluir que diante dos dados, o principal mecanismo responsável pela eliminação do fósforo, decorre da alcalinização do meio, onde um pH acima de 9 possibilita uma elevada remoção deste elemento.

5.6. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS COM A LAGOA FILTRO

A variação na concentração das amostras afluentes em relação as efluentes para a DQOt, NTK e Oxigênio dissolvido serão apresentas através das figuras 5.21, 5.22 e 5.23 respectivamente.

A figura 5.21 ilustra a relação entre as concentrações carbonáceas da entrada e saída da lagoa filtro, caracterizada pelos níveis da DQO. Os valores obtidos mostraram um efluente final abaixo de 100 mg/l, o que significa um resíduo com baixo poder poluente com uma DBO na ordem de 40 mg/l.

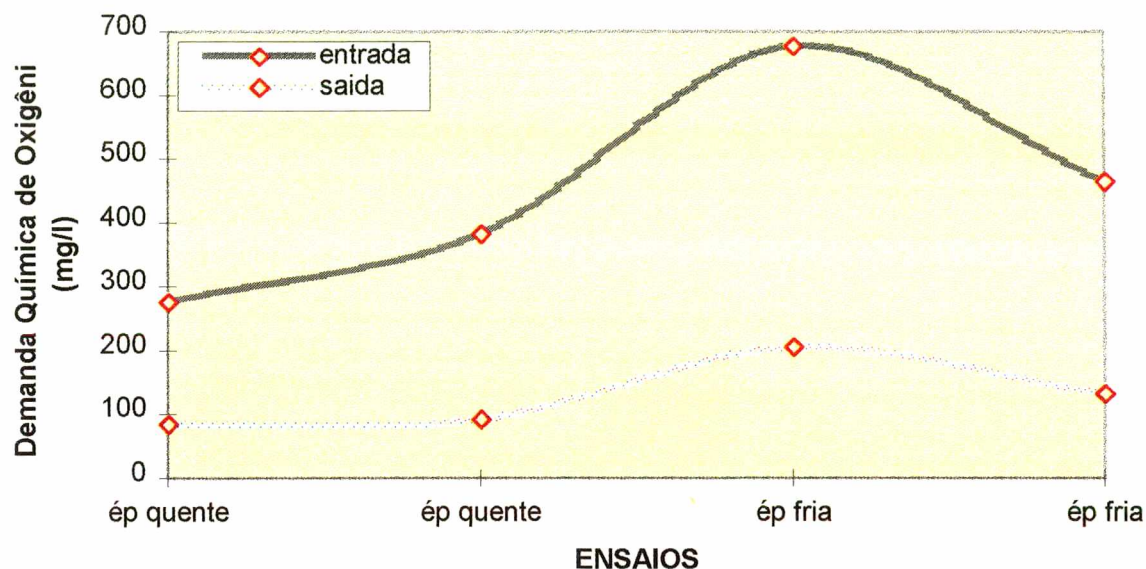


FIGURA 5.21. Variações da DQOt (mg/l), em relação aos afluentes e efluentes da lagoa filtro para as diferentes épocas estudadas

A eficiência filtradora das “carpas prateada e cabeça grande” foi avaliada através de coletas efetuadas no final de cada ensaio para as diferentes épocas, na entrada (efluente da lagoa de alta taxa) e na saída da lagoa filtro. Os dados mostraram que esta lagoa foi capaz de remover 72.4 % da demanda química de oxigênio total, para a época quente e 69.6% para a época fria.

Com relação ao nitrogênio, nota-se que o excelente mecanismo de remoção verificado na lagoa de alta taxa de degradação, faz com que a lagoa filtro receba baixas cargas nitrogenadas.

Desta forma, mesmo com baixas remoções de nitrogênio total 24,3 % para a época quente e 34.9 % para a fria, a lagoa filtro produz um efluente com baixas concentrações em NTK (mg/l), na ordem de 20 ± 7 para o verão e 37 ± 10 , principalmente se levarmos em consideração que o resíduo bruto contém cerca de 4000 ± 500 (mg/l).

A figura 5.22. ilustra a relação entre as concentrações nitrogenadas da entrada e saída da lagoa filtro, caracterizada pelos níveis do NTK (mg/l).

A figura 5.23 mostra a relação entre as variações do oxigênio dissolvido (mg/l) e da temperatura ($^{\circ}\text{C}$), para as diferentes épocas estudadas, através de leituras efetuadas na massa líquida da lagoa filtro ao longo dos ensaios.

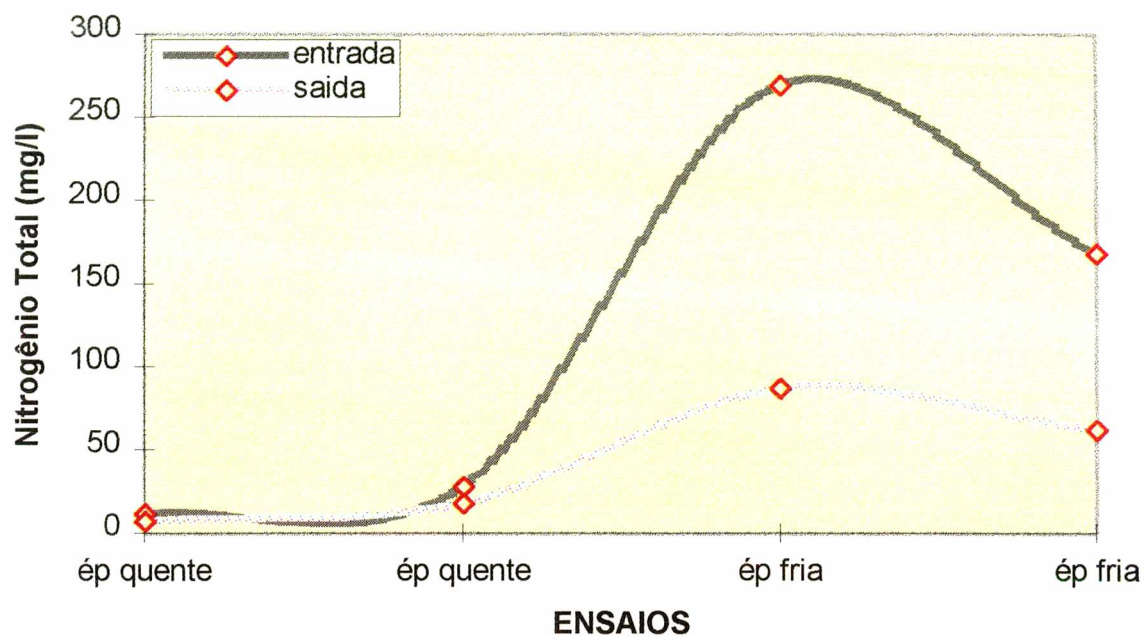


FIGURA 5.22. Variações do NTK (mg/l), em relação aos afluentes e efluentes da lagoa filtro para as diferentes épocas estudadas

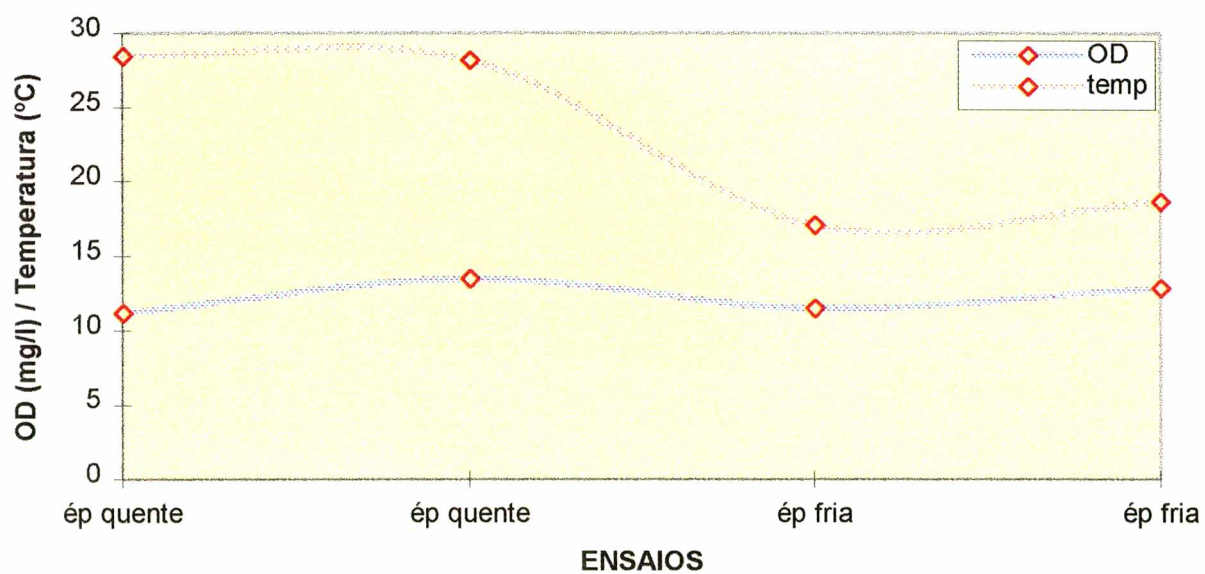


FIGURA 5.23. Variações do oxigênio dissolvido (mg/l), e temperatura (°C) na lagoa filtro para as diferentes épocas estudadas.

Os valores descritos pelo QUADRO 11, mostram ainda que a lagoa filtro proporciona um processo de desinfecção determinando um efluente com níveis de coliformes fecais, contando menos de 23 coliformes por 100 ml de amostra.

Pode-se observar que as variações temperatura (°C) e principalmente oxigênio dissolvido (mg/l), situam-se em condições ótimas ao desenvolvimento dos peixes. Os valores de pH apresentados no QUADRO 11, mostram que esse parâmetro também esteve dentro das condições para esse desenvolvimento.

Percebeu-se também um baixo desempenho dos peixes, que ao longo de seis meses chegaram a cerca de 180 gramas, cujas causas são atribuídas aos objetivos depurativos e não nutricionais da lagoa filtro.

6.0. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos para as diferentes fases sazonais avaliadas, e de acordo com o manejo adotado pode-se concluir que:

- A Lagoa de Alta Taxa de Degradação operada em batelada, é capaz de promover o tratamento dos dejetos suínos, recebendo como afuente um resíduo com uma concentração carbonácea em torno de 2000 (mg/l) para a DQO.

- Durante a época quente, a Lagoa de Alta Taxa de Degradação possibilita uma maior eficiência na remoção em todas as variáveis avaliadas, se comparada à época fria. Isto sugere que a temperatura do ar, e consequentemente da massa líquida, é um dos principais fatores determinantes da eficiência deste sistema.

- A análise exploratória dos dados mostrou que, em torno do décimo quinto dia para o verão e vigésimo para o inverno, ocorre cerca de 80 % de remoção para a maioria das variáveis estudadas, considerando este o tempo de retenção ideal para se operar com a lagoa de alta taxa como reator de batelada, de acordo com as diferentes fases climáticas.

- O presente trabalho evidenciou que dos 3 principais objetivos, ou seja, as remoções de nitrogênio, carbono e fósforo, a Lagoa de Alta Taxa possibilitou principalmente ótimas eficiências nas reduções dos dois primeiros elementos.

- As diferenciações no comportamento do fósforo dentro de uma mesma época, relacionado aos valores de pH, não caracteriza a temperatura como principal fator responsável na remoção deste elemento, mas sim a concentração hidrogeniônica.

- O intenso processo fotossintético, base deste sistema, faz com que seja necessário, principalmente para se evitar impactos a nível de eutrofização nos mananciais receptores, o desenvolvimento de mecanismos que promovam a separação das algas.

- Este sistema pode ser utilizado como mecanismo de tratamento secundário para os dejetos suínos, em substituição ao sistema de lagoas de estabilização facultativas, pois utilizam menores áreas e permitem como maior vantagem a remoção de nutrientes.

- Os estudos preliminares com a lagoa filtro, indicam que este processo pode ser utilizado em combinação com a lagoa de alta taxa, resultando um efluente final com baixo poder poluente, porém o período que envolveu as fases experimentais, ou seja, de janeiro a agosto associado ao manejo com um tempo de permanência de 30 dias para a massa líquida, não permitiu uma criteriosa avaliação da eficiência da lagoa filtro como mecanismo separador de algas.

6.1. RECOMENDAÇÕES:

- Recomenda-se a continuidade dos estudos com a Lagoa de Alta Taxa de Degradação como alternativa para o tratamento dos dejetos suínos, adotando como manejo o sistema em fluxo contínuo, de maneira que se possa conhecer o tempo de retenção ideal relacionado a carga do afluente, e verificar as vantagens e desvantagens das duas formas operativas.

- Para melhor explicar os mecanismos intrínsecos deste reator, propõem-se um estudo laboratorial referente a interação da biomassa zôo e fitoplantônica durante as quatro estações do ano.

- Desenvolver paralelamente estudos que viabilizem peixes herbívoros como processo de filtro biológico para separação das algas, podendo ainda constituir uma alternativa econômica ao produtor.

- Desenvolver projetos que viabilizem a utilização da Lagoa de Alta Taxa de Degradação, como método de tratamento dos dejetos suínos voltados para pequenos, médios e grandes produtores.

7.0. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- ABELIOVICH, A. The effects of unbalanced ammonia and BOD concentrations on oxidation ponds. **Water Research**, v. 17, n. 3, p. 299-301, 1983.
- AFINI JÚNIOR, B. DBO per capita. **Rev. DAE**. v. 49, n. 158, p. 176-178, 1989.
- APHA - AWWA - WEF. Standard Methods for the Examination of water and Wastewater, 18 th. ed. Washington, D. C.: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1992.
- ASAE D384.1 Manure Production and Characteristics. AGRICULTURAL SANITATION AND WASTE MANAGEMENT COMMITTEE. 1988.
- AZEVEDO NETO, J. M. Aspectos construtivos de lagoas de estabilização. **Rev. DAE**, v. 45, n. 140, p. 44-49, 1985.
- AZOV, Y. Effect of pH on Inorganic carbon uptake in algal cultures. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 43, n. 6, p. 1300-1306, 1982.
- BRANCO, S. M. Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária.. **CETESB**, São Paulo, Sp, 1978, 620p.
- BENMOUSSA, H. et al. Inhibition study of the nitrification by organic compounds. **Water Research**, v. 20, n. 10, p. 1465-1470, 1986.
- BURSZTYN, M. A. A. Gestão ambiental, instrumentos e práticas. **Ecole des Etudes en Sciences Sociales Paris**. Dissertação de doutorado, 1993

- CAMPBELL, C. A.; LAFOND, G. P.; ZENTER, R.P.; JAME, Y.W. Nitrate in a udic haploboroll as influenced by fertilization and legumes. **Journal Environmental Quality**, v.23, p. 195-201, 1994.
- CANOVAS, S.; CASELLAS, C.; PICOT, B.; BONToux, J. Seasonal estrutura of zooplankton in high rate ponds and residence time influence. **Revue des Sciences de L'eau**, v. 4, n. 2, p. 269-289, 1990.
- CLAY, D. E.; CLAY, S. A.; BRIX-DAVIS, K.; SCHOLLES, K. A. Nitrate Movement after Anhydrous Ammonia Application. **Journal Environmetal Quality**, v. 23, p. 9-13, 1994.
- COSTA, R. H., et al. Preliminary studies on the use of lagoons in the treatment of hog waste products. **3 ed. IAWQ International Specialist Conference and Workshop; Waste Stabilization Ponds Technology an Applications**. João Pessoa, Pb, Brazil, v. 1, n. 3, p. 8-15, 1995.
- COSTA, R. H., et al. Estudo de tratamentos preliminares para dejetos de suínos. **Anais do 18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES**, Salvador Ba. 1995b.
- DRAPER, N. R; SMITH, H. R. Applied Regression Analysis. **John Wiley & Sons**: New York, USA, 1966. 407 p.
- EXNER, M. E.; BURBACH, M. E.; WATTS, D. G.; SHEARMANN, R. C.; SPALDING, R. F. Deep Nitrate in the Unsaturated Zone of a Simulated Urban Lawn. **Journal Environmetal Quality**, v. 20, p. 658-662, 1992.
- ILNUOVO. Dizionario Italiano. **ed. Garzanti**. p. 498, 1984.

- FADINI, P. S.; JARDIM, W.F. Measuring dissolved organic compounds in sewage and waste satabilization pond. **3 ed. IAWQ International Specialist Conference and Worshop Waste Stabilization ponds Technology an Aplications**, João Pessoa, Pb, Brazil, v. 1, n. 6, p. 1-6, 1995.
- GOMEZ, E.;CASELLAS,C.; PICOT,B.; BONToux, J. Ammonia elimination processes in stabilization and Higt Rate Algal Systems. **Water Science Technology**, v. 26, p.1414-1423, 1992.
- GOSS, M. J.; HOWSE, K. R.; LANE, P. W.; CHRISTIAN, D. G.; HARRIS, G. L. Losses of nitrate-nitrogen in water draining from under autumn-sown crops established by direct drilling or mouldboard ploughing. **Journal of Soil Science**, v. 44, p. 35-48, 1993.
- HALOUANI, H. EL.; PICOT, B.; CASELLAS, C.; PENA, G.; BONToux, J. Elimination de l'azote et du phosphore dans un lagunage à haut rendement. **Revue des Sciences de L'eau**, v. 6, p. 47-61, 1983.
- HARREMOËS, P. Criteria for nitrification in fixed film reactors. **Water Science Technology**, v. 14, p. 167-187, 1982.
- HONEYCUTT, C. W.; POTARO, L. J.; HALTEMAN, W. A. Predicting Nitrate Formation from Soil, Fertilizer, Crop Residue, and Sludge with Thermal Units. **Journal Environmetal Quality**, v. 20, p. 850-856, 1991.
- JENKINS, D.; SNOEYINK, V. L. Water chemistry. **Jonh Wiley & Sons, inc**, USA, 1980, 463 p.
- JERIS, J. S.; BEER, C.; MUULLER, J. A. High rate biological denitrification using a granular fuidized bed. **Journal WPCF**, v. 46, p. 2118 - 2128, 1974.

- KAPLAN, N.; MAGARITZ, M. A nitrogen-isotope study of the sources of nitrate contamination in groundwater of the pleistocene coastal plain aquifer, Israel. **Water Science Technology**, v. 20, n. 2, p. 131-135, 1986.
- KONZEN, E. A. Avaliação quantitativa dos dejetos de suínos em crescimento e terminação, manejos em forma líquida. **Dissertação de mestrado** (UFMG), Belo Horizonte. BH., 1980.
- LI, R. S.; DANIELS, W. L. Nitrogen accumulation and form over time in young mine soil. **Journal Environmental Quality**, v. 23, p. 166-172, 1994.
- MATOS, A. C. Efeito da aeração e da taxa de renovação de água em policultivo de peixes. Departamento de Aquicultura.. **Dissertação de Mestrado**, (UFSC) 1996.
- MENDONÇA, S. R. et al. Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: Novos Conceitos. **CIP- BRASIL. Sindicato Nacional dos Editores de Livros**, João Pessoa, Pb., 1990, 381 p.
- MILBURN, P.; RICHARDS, J. E.; GARTLEY, C.; POLLOCK, T.; O'NEILL, H.; BAILEY, H. Nitrate Leaching from Systematically Tiled Potato in New Brunswick, Canada. **Journal Environmetal Quality**, v. 19, p. 448-454, 1990.
- MOUTIN, T.; GAL, J. Y.; HALOUANI, H. EL.; PICOT, B.; BONToux, J. Decrease of phosphate concentration of calcium phosphate: theoretical and experimental results. **Water Science Technology** , v. 26, p.1445-1450, 1992.
- MULBARGER, M. C. Nitrification and denitrification in activated sludge systems. 43rd. **Annual Conference of the Water Pollution Control Federation**, Boston USA, 1970.
- OLIVEIRA, P. A. V. et al. Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. **Embrapa/Cnpsa. documento 27**, 188 p. Concórdia, SC, 1993.

- OLIVEIRA, P. A. V. et al. Lagoons for treatment of waste products from hogs: example of Coopercentral, **3 ed. IAWQ International Specialist Conference and Workshop; Waste Stabilization ponds Technology and Applications**. Preprint volume. João Pessoa, Pb, v. 1, n. 3, p. 21-26, 1995.
- ORON, G.; SHELEF, G. Maximizing algal yield in high rate oxidation ponds. **Journal Environmental Quality**, v.23, n. 4, p. 730-737, 1982.
- OSWALD, W. J. The High-Rate Pond in Waste Disposal. **Developments in Industrial Microbiology**, v. 4, p. 112-119, 1963.
- OSWALD, W. J. Micro-algae and waste water treatment. **School of Environmental and Life Science**, Cambridge University, New York. USA, p. 306-394, 1988.
- PEARSON, H. W. et al. Physico-chemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds. **Water Science Technology**, v. 19, n. 12, p. 145-152, 1987
- PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; BARTONE, C. R. Guidelines for the minimum evaluation of the performance of full-scale waste stabilization pond systems. **Water Research**, v. 21, n. 9, p. 1067-1075, 1987.
- PICOT, B.; BAHLAOUI, A.; MOERSIDIK, S.; BALEUX, B.; BONToux, J. Comparison of the purifying efficiency of high rate algal pond with stabilization pond. **Water Science Technology**, v. 25, n. 12, p. 197-206, 1992.
- PICOT, B.; MOERSIDIK, C.; CASELLAS, C.; BONToux, J. Using diurnal variations in a high rate pond for management pattern. **Water Science Technology**, v. 28, n. 10, p. 169-175, 1993.

- ROQUETTE PINTO, C. L. Tecnologia inovadora de tratamento de águas através de processo biotecnológico utilizando a planta aquática Jacinto d'água (*Eichornia Crassipes*). ed. **IAWQ International Specialist Conference and Workshop; Waste Stabilization ponds Technology and Applications**. Preprint volume. João Pessoa, Pb, v. 1, n. 3, p. 26-20, 1995.
- ROTH, G. W.; FOX, R. H. Soil Nitrate Accumulations following Nitrogen-Fertilized Corn in Pennsylvania. **Journal Environmental Quality**, v. 19, p. 243-248, 1990.
- SAFLEY JR., L. M. Building and Managing Swine Lagoons. **American Association of Swine Practitioners**, p. 375-378, 1996.
- SALOMONI, C. Biotrattamento di reflui suinicoli per la produzione di organismi acquatici. **Revista de Suinicoltura**. v. 2, p. 33-37, 1991.
- SAS. **Institute Inc.**, Cary, NC, USA, 1993.
- SHELEF, G.; AZOV, Y.; MORAINÉ, R. Nutrients removal and recovery in a two-stage high-rate algal wastewater treatment system. **Water Science Technology**, v. 14, p. 87-100, 1982.
- SIENKO, M. J.; PLANE, R. A. Chemistry. . **McGraw-Hill**, New York, 1976, 493p.
- SILVA, M. O. S. A. Análise físico-químicas para controle das estações de tratamento de esgotos. São Paulo, SP. **CETESB**, 1990, 225p.
- SILVA, P. R. Lagoas de estabilização para tratamento de resíduos de suínos. Escola de Engenharia de São Carlos. **Dissertação de Mestrado (USP)**, 1973.
- SILVA, S. A.; MARA, D. D. Tratamentos biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização. **ABES**. Rio de Janeiro. 1979, 139 p.

- SPERLING, V. M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. **ABES**. v. 3. 133 p.
- SPERLING, V. M. A influência do tempo de retardo na determinação do coeficiente de desoxigenação. **ABES**. Rio de Janeiro, v. 22, n 3, p. 375 - 379, 1983.
- TAIGANIDES, E. P. Bio engineering properties of feedlot waste. In: **Animal Waste**. Essex, England Aplied Science, 1977, 429p.
- TEIXEIRA PINTO, M.; ONOYAMA, M. T. Remoção de matéria orgânica, fósforo ne nitrogênio de esgotos domésticos utilizando o processo de lagoa de alta taxa . **Revista DAE**, V. 161, P. 6-13, 1991.
- TESTA, M. V; NADAL, R; MIOR, L. C; BALDISSERA, I. T; CORTINA, N. O desenvolvimento sustentável do oeste catarinense. **Ed. Epagri**, 1996. 247 p.
- TOMPSON, M. M. Digestibilidade aparente da proteína e energia de três tipos de dejetos suínos pela carpa comum. Departamento de Aquicultura. **Dissertação de Mestrado**, (UFSC), 1996.
- VIEIRA S. Como escrever uma tese. **Câmara brasileira do livro**, Sp, p. 23 - 82 1991.
- WEIL, R. R.; WEISMILLER, R. A.; TURNER, R. S. Nitrate Contamination of Groundwater under Irrigated Coastal Plain Soils. **Journal Environmetal Quality**, v. 19, p. 441 - 448, 1990.
- WEIER, K. L.; DORAN, J. W.; MOSIER, A. R.; POWER, J. F.; PETERSON, T. A. Potencial for Bioremediation of High Nitrate Irrigation Water Via Denitrification. **Journal Environmetal Quality**, v. 23, p. 105-110, 1994.

8.0. ANEXOS

8.1. ANEXO 1

DADOS METEREOLÓGICOS

climatologicos obtidos no municipio de Concordia, SC, no mes 1/1996

: Estacao Agrometeorologica da EMBRAPA - CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SUINOS E AVES - CNPSA

TEMPERATURA °C						UMIDADE RELATIVA %					PRECIPITACAO mm			VENTILACAO		RADIACAO	INSOLACAO
Max	Min	xMax	xMin	Med	Ampli	Max	Min	xMax	xMin	Med	Max	Dias	Total	Total	ANEMOGRAFO	cal/cm2/min	hh:mm
											24h	0.3		Km	m/s	DIR	
32.5	18.0	30.3	18.8	25.6	11.5	70	37	70.0	37.0	48.3	0.0	0	0.0	2007	1.27 NE	0	12:00
32.0	11.0	30.2	16.2	24.7	14.0	64	37	64.0	37.0	53.0	0.0	0	0.0	1069	1.07 NE	0	10:00
34.5	15.0	31.3	20.7	27.0	10.7	64	38	64.0	38.0	48.3	0.0	0	0.0	1640	1.43 NE	0	12:00
32.0	20.0	29.8	20.3	24.6	9.5	87	55	87.0	55.0	66.3	0.0	1	18.6	4807	1.73 NE	0	08:00
28.0	13.0	24.7	13.7	20.3	11.0	97	77	97.0	77.0	88.3	0.0	1	31.8	2363	1.73 NE	0	01:15
27.5	10.0	25.0	12.3	20.5	12.7	75	40	75.0	40.0	62.3	0.0	0	0.0	4848	1.50 SE	0	12:15
31.0	18.0	28.0	18.0	23.9	10.0	72	61	72.0	61.0	67.7	0.0	0	0.0	654	0.87 NW	0	10:20
30.5	16.4	28.8	18.5	23.1	10.4	83	61	83.0	61.0	74.0	0.0	1	12.6	6365	1.77 SW	0	04:30
32.0	10.4	28.7	15.3	23.8	13.3	80	51	80.0	51.0	67.3	0.0	0	0.0	1358	0.87 NW	0	07:30
33.0	17.0	30.2	17.6	24.6	12.6	76	47	76.0	47.0	62.3	0.0	0	0.0	2119	1.47 NW	0	10:00
34.0	14.0	31.3	17.7	26.0	13.7	77	47	77.0	47.0	61.0	0.0	0	0.0	315	1.60 NW	0	08:30
30.0	15.0	28.5	15.6	23.7	12.9	88	72	88.0	72.0	80.3	0.0	0	0.0	2016	1.27 SW	0	02:00
33.5	17.0	31.5	21.7	24.4	9.8	92	57	92.0	57.0	80.0	0.0	0	0.0	959	1.77 SE	0	05:30
29.0	14.0	26.5	16.0	21.5	10.5	91	65	91.0	65.0	79.7	0.0	1	30.2	4176	1.60 SE	0	00:00
29.5	14.5	27.2	17.6	22.0	9.5	91	63	91.0	63.0	79.3	0.0	1	32.4	1423	1.27 NW	0	00:35
23.0	13.0	22.3	13.5	20.0	8.9	97	91	97.0	91.0	94.7	0.0	1	40.0	21	2.43 SE	0	00:00
31.5	13.4	27.2	14.2	20.9	13.0	97	77	97.0	77.0	88.3	0.0	1	42.5	2085	1.40 SE	0	01:00
27.0	13.0	24.8	13.1	20.4	11.7	96	71	96.0	71.0	84.7	0.0	1	1.8	1223	1.83 SE	0	06:15
28.0	14.6	25.3	15.5	20.8	9.8	91	70	91.0	70.0	81.3	0.0	0	0.0	2758	1.20 SE	0	05:15
32.0	12.0	29.2	16.0	23.2	13.2	84	53	84.0	53.0	72.3	0.0	0	0.0	1934	1.80 NW	0	11:30
30.0	14.0	27.3	20.7	22.3	6.7	97	70	97.0	70.0	85.0	0.0	1	3.2	2021	0.87 NW	0	05:10
27.5	16.0	24.0	18.0	21.4	6.0	96	84	96.0	84.0	90.3	0.0	1	0.6	32	1.13 SW	0	02:00
31.0	13.6	27.7	17.4	23.2	10.3	91	61	91.0	61.0	75.0	0.0	0	0.0	420	1.33 NE	0	09:00
33.0	18.4	30.3	19.0	24.9	11.3	85	52	85.0	52.0	71.3	0.0	0	0.0	2768	2.53 SW	0	09:35
33.0	15.0	29.3	17.9	22.3	11.5	91	56	91.0	56.0	78.3	0.0	1	5.4	4726	1.37 NW	0	05:30
31.5	15.0	29.2	16.8	24.4	12.4	85	51	85.0	51.0	69.7	0.0	1	5.0	7847	1.07 SW	0	10:00
31.5	14.0	31.5	14.8	22.1	16.7	97	83	97.0	83.0	90.3	0.0	1	24.0	3420	1.27 NW	0	00:30
28.0	14.0	25.7	14.7	21.1	11.0	97	65	97.0	65.0	86.0	0.0	1	5.2	109	0.80 SW	0	01:00
32.5	14.0	28.5	15.2	22.1	13.3	91	56	91.0	56.0	77.0	0.0	1	4.8	615	1.20 SE	0	04:10
27.5	13.0	25.8	13.3	22.0	12.5	92	81	92.0	81.0	87.0	0.0	1	9.0	366	1.70 NW	0	00:30
27.5	11.0	27.0	13.7	21.1	13.3	92	78	92.0	78.0	87.0	0.0	1	11.2	382	1.73 SE	0	04:30

climatologicos obtidos no municipio de Concordia, SC, no mes 2/1996

: Estacao Agrometeorologica da EMBRAPA - CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SUINOS E AVES - CNPSA

TEMPERATURA °C						UMIDADE RELATIVA %					PRECIPITACAO mm			VENTILACAO		RADIACAO	INSOLACAO
Max	Min	xMax	xMin	Med	Ampli	Max	Min	xMax	xMin	Med	Max	Dias	Total	Total	ANEMOGRAFO	cal/cm2/min	hh:mm
											24h	0.3		Km	m/s	DIR	
28.5	13.0	26.0	13.8	21.2	12.2	91	57	91.0	57.0	74.7	0.0	0	0.0	596	1.40 NW	0	08:00
32.0	15.0	30.5	16.0	23.3	14.5	83	65	83.0	65.0	72.7	0.0	0	0.0	2252	1.27 SE	0	08:30
28.5	14.6	26.8	15.0	21.6	11.9	83	62	83.0	62.0	73.7	0.0	0	0.0	909	1.90 NW	0	02:30
30.5	13.0	28.2	16.7	24.1	11.5	81	67	81.0	67.0	75.0	0.0	1	17.5	124	1.23 SE	0	09:00
28.0	16.0	27.0	18.3	21.3	8.7	95	91	95.0	91.0	92.7	0.0	1	30.6	974	1.40 S	0	02:00
30.0	12.0	27.2	16.8	23.2	10.3	83	55	83.0	55.0	71.7	0.0	1	0.5	32	1.80 NE	0	10:30
30.5	16.5	28.0	20.4	24.5	7.6	77	55	77.0	55.0	67.3	0.0	0	0.0	1929	1.20 NW	0	09:30
30.5	13.0	28.3	16.7	21.2	11.7	97	66	97.0	66.0	82.3	0.0	1	58.6	1095	1.23 SE	0	04:30
29.0	13.0	27.0	17.3	22.5	9.7	96	78	96.0	78.0	85.7	0.0	1	3.8	1383	1.40 S	0	04:00
27.5	12.0	25.0	13.0	19.4	12.0	91	91	91.0	91.0	91.0	0.0	1	23.8	208	1.80 NW	0	00:30
27.5	11.0	27.5	11.7	19.0	15.8	97	76	97.0	76.0	85.0	0.0	1	1.8	71	1.20 NW	0	01:00
27.5	11.5	27.5	16.3	19.0	11.2	80	49	80.0	49.0	61.7	0.0	0	0.0	1442	1.67 SE	0	12:00
26.0	12.0	23.3	16.8	20.2	6.5	71	56	71.0	56.0	61.7	0.0	0	0.0	2680	2.33 SE	0	11:30
28.5	16.0	27.7	19.3	22.4	8.3	75	59	75.0	59.0	67.3	0.0	0	0.0	3045	2.10 NE	0	09:30
30.0	17.0	27.0	20.0	22.0	7.0	96	77	96.0	77.0	84.0	0.0	1	18.8	1095	1.40 SW	0	05:30
30.5	21.0	30.3	24.8	25.5	5.5	87	55	87.0	55.0	75.7	0.0	1	0.3	171	1.07 SW	0	08:00
32.0	18.0	27.7	20.0	23.9	7.7	91	64	91.0	64.0	75.7	0.0	0	0.0	1426	1.07 SE	0	07:00
27.5	15.2	26.5	16.9	21.5	9.6	91	83	91.0	83.0	87.0	0.0	1	34.0	1633	1.20 NW	0	03:30
30.0	13.0	27.7	17.0	22.9	10.7	87	72	87.0	72.0	79.7	0.0	0	0.0	357	1.43 SW	0	08:30
31.5	13.0	28.8	17.0	24.1	11.8	97	58	97.0	58.0	73.0	0.0	0	0.0	1130	1.20 SW	0	11:00
32.0	18.0	30.0	20.2	25.0	9.8	85	59	85.0	59.0	76.0	0.0	1	2.2	1879	1.13 W	0	10:00
33.0	19.0	29.7	20.5	24.6	9.2	92	59	92.0	59.0	71.7	0.0	0	0.0	101	1.43 SW	0	11:00
32.5	19.0	30.2	20.3	23.5	9.8	91	64	91.0	64.0	75.0	0.0	0	0.0	2139	0.53 NW	0	05:00
31.5	15.0	28.5	16.7	22.6	11.8	91	67	91.0	67.0	80.7	0.0	1	10.4	1440	1.27 SW	0	06:00
29.0	14.5	26.5	14.8	22.3	11.7	92	78	92.0	78.0	87.0	0.0	1	3.0	234	1.53 SW	0	05:00
30.5	18.0	29.8	18.8	23.4	11.0	96	64	96.0	64.0	82.3	0.0	1	2.2	443	1.53 SW	0	08:00
32.5	19.0	30.1	19.4	23.5	10.7	92	62	92.0	62.0	81.7	0.0	1	7.6	1467	2.00 NE	0	07:00
30.5	13.0	28.2	15.7	22.4	12.5	91	84	91.0	84.0	86.3	0.0	1	10.0	2221	1.90 SW	0	11:00
29.5	17.0	26.7	17.0	22.7	9.7	91	66	91.0	66.0	79.0	0.0	0	0.0	744	1.40 SE	0	08:30

climatologicos obtidos no municipio de Concordia, SC, no mes 7/1996

: Estacao Agrometeorologica da EMBRAPA - CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SUINOS E AVES - CNPSA

TEMPERATURA °C						UMIDADE RELATIVA %					PRECIPITACAO mm			VENTILACAO		RADIACAO	INSOLACAO
Max	Min	xMax	xMin	Med	Ampli	Max	Min	xMax	xMin	Med	Max	Dias	Total	Total	ANEMOGRAFO	cal/cm2/min	hh:mm
											24h	0.3		Km	m/s	DIR	
19.0	1.4	17.0	5.1	10.2	11.9	94	50	94.0	50.0	74.0	0.0	0	0.0	1720	1.30 NW	0	07:00
18.0	7.2	15.7	8.4	12.8	7.3	97	81	97.0	81.0	90.7	0.0	1	6.2	144	0.80 S	0	02:00
17.5	8.0	17.2	10.7	11.8	6.4	97	64	97.0	64.0	83.0	0.0	0	0.0	831	0.73 SW	0	08:20
14.0	2.0	12.0	2.7	6.9	9.3	93	60	93.0	60.0	75.7	0.0	0	0.0	1330	0.73 NE	0	00:00
19.0	1.8	17.2	5.4	9.7	11.7	94	49	94.0	49.0	77.0	0.0	0	0.0	1	1.00 NW	0	08:40
16.0	5.0	14.0	10.3	12.1	3.7	95	64	95.0	64.0	79.7	0.0	1	1.4	80	1.47 SE	0	00:00
14.5	11.6	13.8	12.2	13.8	1.6	95	89	95.0	89.0	91.3	0.0	1	23.8	745	1.13 SE	0	00:00
14.5	12.0	14.5	12.2	13.9	2.3	95	95	95.0	95.0	95.0	0.0	1	40.6	647	1.27 S	0	00:00
19.5	11.4	18.0	13.0	15.4	5.0	91	90	91.0	90.0	90.3	0.0	1	7.0	608	2.67 NW	0	02:00
14.0	8.0	13.5	8.2	9.9	5.3	97	64	97.0	64.0	75.3	0.0	0	0.0	5426	2.67 NW	0	06:15
13.5	7.6	12.2	8.0	9.8	4.2	88	71	88.0	71.0	78.3	0.0	0	0.0	3111	1.37 NW	0	02:00
16.5	5.0	14.0	6.7	9.5	7.3	94	55	94.0	55.0	79.0	0.0	0	0.0	249	0.87 NE	0	08:30
20.0	3.0	14.3	11.7	11.6	2.7	87	69	87.0	69.0	76.3	0.0	0	0.0	7	0.87 NW	0	04:40
20.0	7.0	15.7	12.8	12.1	2.8	88	81	88.0	81.0	83.7	0.0	0	0.0	0	1.20 SE	0	08:00
17.0	4.4	15.3	5.8	9.2	9.5	71	60	71.0	60.0	65.3	0.0	0	0.0	529	0.87 E	0	05:40
19.0	2.0	16.8	2.7	8.7	14.2	94	58	94.0	58.0	81.7	0.0	0	0.0	1	0.87 NE	0	06:30
21.5	5.0	20.5	7.7	12.6	12.8	94	43	94.0	43.0	63.0	0.0	0	0.0	79	0.80 NE	0	05:50
23.0	6.0	20.2	8.7	14.2	11.5	88	55	88.0	55.0	71.3	0.0	0	0.0	10	0.87 S	0	08:20
20.0	11.0	18.3	12.3	14.9	6.0	80	58	80.0	58.0	69.3	0.0	0	0.0	1080	0.93 SE	0	03:15
20.0	13.0	18.0	15.7	14.5	2.3	95	69	95.0	69.0	79.7	0.0	1	8.4	1304	1.20 S	0	03:00
20.0	4.0	16.5	9.7	8.2	6.8	71	58	71.0	58.0	64.3	0.0	0	0.0	3495	1.13 SE	0	08:30
16.0	0.0	12.0	0.9	6.6	11.1	83	47	83.0	47.0	64.7	0.0	0	0.0	8309	1.43 NE	0	08:30
19.0	0.6	15.8	5.9	10.0	10.0	94	43	94.0	43.0	75.0	0.0	0	0.0	6952	2.13 SE	0	09:15
19.0	6.0	16.0	7.0	11.8	9.0	88	54	88.0	54.0	70.7	0.0	0	0.0	1012	0.73 NE	0	08:30
21.5	8.0	20.7	10.4	14.2	10.3	88	52	88.0	52.0	70.0	0.0	0	0.0	491	1.00 NE	0	05:30
18.5	11.0	17.2	11.7	13.2	5.5	95	66	95.0	66.0	83.3	0.0	1	11.0	143	0.80 SE	0	04:40
19.0	8.5	17.7	10.2	11.6	7.5	94	80	94.0	80.0	87.3	0.0	0	0.0	24	1.00 SE	0	02:40
17.0	7.0	14.3	9.0	10.5	5.3	94	72	94.0	72.0	84.7	0.0	0	0.0	0	1.40 SE	0	04:00
18.0	3.5	17.7	7.2	11.1	10.5	94	55	94.0	55.0	71.7	0.0	0	0.0	330	1.70 SE	0	05:35
19.5	4.0	16.3	6.0	12.1	10.3	94	44	94.0	44.0	63.3	0.0	0	0.0	1979	1.20 SE	0	09:30
23.0	3.4	19.8	8.9	14.1	11.0	88	30	88.0	30.0	55.0	0.0	0	0.0	1101	1.07 SE	0	09:30

climatologicos obtidos no municipio de Concordia, SC, no mes 8/1996
: Estacao Agrometeorologica da EMBRAPA - CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SUINOS E AVES - CNPSA

TEMPERATURA °C						UMIDADE RELATIVA %					PRECIPITACAO mm			VENTILACAO		RADIACAO	INSOLACAO
Max	Min	xMax	xMin	Med	Ampli	Max	Min	xMax	xMin	Med	Max	Dias	Total	Total	ANEMOGRAFO	cal/cm2/min	hh:mm
											24h	0.3		Km	m/s	DIR	
23.0	3.2	20.7	5.2	13.0	15.5	88	42	88.0	42.0	63.7	0.0	0	0.0	264	1.00	NE	0 09:30
24.5	5.0	22.0	9.2	14.0	12.8	88	42	88.0	42.0	63.7	0.0	0	0.0	21	0.80	S	0 09:00
23.5	5.0	20.2	7.5	13.7	12.7	88	48	88.0	48.0	66.0	0.0	0	0.0	123	0.73	SW	0 09:00
25.0	6.2	21.5	8.7	15.2	12.8	78	44	78.0	44.0	59.0	0.0	0	0.0	40	0.73	NE	0 09:00
26.0	7.4	22.8	10.0	16.2	12.8	89	45	89.0	45.0	66.0	0.0	0	0.0	80	1.07	NE	0 08:30
28.0	10.0	24.2	14.7	19.0	9.4	80	38	80.0	38.0	64.3	0.0	0	0.0	10	1.07	NW	0 08:30
22.5	12.0	21.7	13.7	17.9	8.0	95	68	95.0	68.0	81.7	0.0	1	10.2	991	0.87	NE	0 03:00
20.0	12.8	18.5	13.7	15.6	4.8	97	90	97.0	90.0	94.7	0.0	1	7.2	1109	1.77	SW	0 01:30
22.5	15.0	18.8	15.3	16.6	3.5	97	90	97.0	90.0	94.7	0.0	1	53.2	1090	1.47	NE	0 00:00
19.0	11.0	18.3	12.9	13.4	5.5	83	58	83.0	58.0	73.0	0.0	0	0.0	340	1.20	SE	0 08:00
22.0	6.0	21.0	8.3	14.0	12.7	94	47	94.0	47.0	70.3	0.0	0	0.0	173	1.13	SE	0 09:40
22.0	9.4	19.5	12.1	15.9	7.4	95	48	95.0	48.0	69.3	0.0	0	0.0	3287	1.67	SE	0 08:35
24.5	10.0	22.2	13.3	18.4	8.9	82	62	82.0	62.0	73.3	0.0	0	0.0	551	1.13	SE	0 06:00
21.0	14.0	20.3	15.2	16.5	5.1	90	63	90.0	63.0	81.0	0.0	1	78.4	3278	1.73	NE	0 04:00
21.0	11.0	20.8	11.5	14.7	9.4	97	46	97.0	46.0	71.0	0.0	0	0.0	294	1.00	SE	0 05:00
21.0	6.0	21.0	12.7	14.7	8.3	97	44	97.0	44.0	64.3	0.0	0	0.0	1952	1.33	NE	0 07:30
23.5	10.0	22.7	17.7	17.9	5.0	88	42	88.0	42.0	62.7	0.0	0	0.0	1154	1.83	SE	0 09:00
28.0	11.0	24.8	13.3	18.4	11.5	68	36	68.0	36.0	47.7	0.0	0	0.0	909	1.83	NE	0 10:00
27.0	12.0	26.2	12.7	18.0	13.5	84	41	84.0	41.0	63.7	0.0	0	0.0	1204	1.27	SE	0 10:00
27.0	11.0	24.2	15.0	18.2	9.2	90	52	90.0	52.0	72.0	0.0	0	0.0	570	1.13	SE	0 09:30
27.0	13.0	23.2	13.0	17.0	10.2	90	68	90.0	68.0	78.0	0.0	0	0.0	0	0.93	NE	0 00:00
27.5	13.0	27.0	15.7	19.5	11.3	95	52	95.0	52.0	71.0	0.0	0	0.0	5	1.07	NE	0 08:00
27.5	13.0	27.3	14.0	20.3	13.3	90	41	90.0	41.0	61.3	0.0	0	0.0	454	1.13	SE	0 09:00
27.5	14.0	27.3	16.9	22.5	10.4	62	49	62.0	49.0	54.7	0.0	0	0.0	2712	1.43	SE	0 09:00
30.5	12.0	29.2	15.0	22.2	14.2	82	36	82.0	36.0	58.0	0.0	0	0.0	3036	1.80	NW	0 09:00
29.5	10.0	27.0	14.7	20.3	12.3	82	43	82.0	43.0	65.7	0.0	0	0.0	7505	2.20	SE	0 06:30
27.5	14.0	19.8	15.3	15.6	4.5	97	89	97.0	89.0	92.0	0.0	1	8.2	193	1.20	SE	0 00:00
16.0	11.0	14.7	11.3	12.4	3.3	97	80	97.0	80.0	88.7	0.0	1	3.2	2214	1.47	SE	0 00:00
16.0	10.0	15.2	10.7	13.2	4.5	97	80	97.0	80.0	89.0	0.0	0	0.0	870	1.40	SE	0 00:00
16.0	12.0	15.2	12.7	13.8	2.5	97	90	97.0	90.0	94.7	0.0	1	12.1	132	1.20	SE	0 00:00
17.0	15.0	16.5	15.3	15.6	1.2	97	90	97.0	90.0	92.3	0.0	1	53.6	451	1.53	S	0 00:00

8.2. *ANEXO 2*

RESULTADOS DA LAGOA DE ALTA TAXA DE DEGRADAÇÃO

QUADRO 5. Valores médios obtidos para a Lagoa de Alta Taxa de Degradação através dos ensaios realizados na época quente.

ÉPOCA QUENTE													
DIA	Dqot	Dqos	ST	TDS	TBt	TBs	Ntk	Nsk	Dbot	Dbos	Pt	Ps	Cnd
1	1905	1475	3383	3560	662	92	723	621	1075	725	69,5	39,4	7,19
2	1687	1194	3030	3325	568	90	677	625	1025	550	54,2	33,9	6,63
3	1715	1197	3133	3225	525	88	638	590	975	650	46,1	34,8	5,38
4	1384	1052	2775	2810	372	80	505	380	795	675	48,6	39,5	5,66
5	1038	705	2399	2275	357	76	400	374	525	425	44,8	38,7	4,56
6	1038	800	2120	2035	271	66	334	310	540	425	32,8	28,8	4,08
7	958	549	2101	1955	421	73	314	286	590	330	30,1	27,0	3,92
8	931	594	2097	1910	394	79	309	273	545	270	43,0	27,9	3,86
9	759	492	1687	1375	337	62	194	174	495	250	34,9	39,3	2,74
10	763	444	1796	1375	257	62	190	167	310	210	37,2	42,6	2,76
11	564	300	1803	884	357	59	175	159	370	195	31,6	29,5	1,83
12	385	230	1128	815	198	34	110	88	180	105	19,0	18,1	1,65
13	382	166	1054	740	89	26	79	67	190	80	33,4	29,0	1,48
14	349	166	1109	698	115	36	73	59	160	107	34,4	38,5	1,39
15	353	175	1268	665	108	17	72	60	220	115	39,3	39,4	1,32
16	365	186	1556	665	127	18	58	45	190	50	35,6	27,9	1,36
17	443	186	1101	635	139	10	45	28	225	45	14,1	17,7	1,24
18	429	169	1316	565	158	14	41	30	210	52	41,0	32,5	1,14
19	415	155	1002	507	166	13	44	20	210	62	17,4	11,7	1,01
20	383	101	1019	487	181	10	45	14	182	32	16,8	5,5	0,95
21	330	73	889	395	177	7	25	13	165	22	30,2	7,0	0,80

OBS : Os parâmetros descritos nos quadros 1 a 5, com exceção da turbidez (UT) e da condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), foram quantificados em (mg/l).

QUADRO 6. Valores médios obtidos para a Lagoa de Alta Taxa de Degradação através dos ensaios realizados na época fria.

ÉPOCA FRIA												
DIA	Dqot	Dqos	ST	TDS	TBt	TBs	Ntk	Nsk	Dbot	Dbos	Ps	Cnd
1	1929	1026	1983	971	101	189	992	164	552	444	41.1	3.85
2	1735	868	1917	870	104	190	986	151	500	433	39.6	3.83
3	1645	787	1934	941	993	190	906	136	471	415	38.6	3.78
4	1777	799	1796	833	963	190	910	136	454	426	39.8	3.76
5	1267	824	1833	816	101	186	794	126	491	375	38.1	3.71
6	1289	768	1864	817	104	182	760	113	373	348	29.8	3.63
7	1123	663	1647	810	837	174	662	111	375	315	25.6	3.52
8	1075	552	1898	930	968	173	641	101	352	309	19.7	3.43
9	1122	485	1802	835	966	158	617	103	357	310	28.5	3.22
10	890	459	1577	738	839	155	641	111	332	296	23.7	3.07
11	1042	442	1659	824	835	151	705	119	378	310	26.1	3.06
12	989	466	1579	806	773	148	688	110	334	304	26.1	2.92
13	892	433	1453	690	763	145	646	105	376	282	24.5	2.90
14	755	384	1528	767	761	144	641	100	299	283	26.6	2.84
15	744	468	1488	724	763	142	639	94	305	285	26.6	2.87
16	719	442	1504	703	800	141	637	93	301	265	29.1	2.84
17	924	427	1544	778	766	139	501	91	280	252	35.0	2.74
18	868	431	1514	706	808	139	472	90	271	232	38.9	2.73
19	589	382	1145	500	645	136	471	89	224	211	34.6	2.67
20	580	316	1301	575	726	131	443	77	219	198	29.9	2.62
21	516	273	1096	497	599	124	412	70	205	176	27.5	2.58

OBS : Os parâmetros descritos nos quadros 1 a 5, com exceção da turbidez (UT) e da condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), foram quantificados em (mg/l).

QUADRO 7. Valores do afluente (dia 1) e do efluente (dia 30) com as respectivas eficiências de remoção (%) de cada repetição, média e desvio padrão, para a época quente.

ÉPOCA QUENTE								
Variáveis	PRIMEIRO ENSAIO			SEGUNDO ENSAIO			Média ER %	
(mg/l)	Afluente	Efluente	ER %	Afluente	Efluente	ER %	MER %	STD
DQOt	1800	277	84,6	2010	382	81,0	82,8	2,56
DQOs	1520	88	94,2	1430	56	96,1	95,1	1,32
ST	3226	843	73,9	3541	953	73,1	73,5	0,55
SV	1602	530	66,9	1159	370	68,1	67,5	0,82
SF	1624	313	80,7	2382	583	75,5	78,1	3,68
TDS	3910	340	91,3	3210	470	85,4	88,3	4,20
TURBt	594	114	80,8	731	232	68,3	74,5	8,87
TURBs	89	6	93,3	96	8,5	91,2	92,2	1,49
NTK	753	11,9	98,4	693	39,4	94,3	96,4	2,90
NSK	729	8,4	98,8	512	17,5	96,6	97,7	1,61
DBOt	900	180	80,0	1250	150	88,0	84,0	5,66
DBOs	850	5	99,4	600	40	93,3	96,4	4,30
Pt	60	5,5	90,8	79	55	30,4	60,6	42,7
Ps	-	1,6	-	39,4	12,5	68,3	68,3	-
Cnd	7,96	0,69	91,3	6,43	0,95	85,2	88,3	4,32

QUADRO 8. Valores do afluente (dia 1) e do efluente (dia 30) com as respectivas eficiências de remoção (%) de cada repetição, média e desvio padrão

ÉPOCA FRIA								
Variáveis	PRIMEIRO ENSAIO			SEGUNDO ENSAIO			Média ER %	
(mg/l)	Afluente	Efluente	ER %	Afluente	Efluente	ER %	MER %	STD
DQOt	1861	678	63,6	1997	465	76,7	70,1	12 , 4
DQOs	1070	431	59,8	983	193	80,1	69,9	10 , 7
ST	1967	1349	31,0	1999	971	51,4	41,2	8 , 4
SV	951	631	33,6	992	424	57,2	45,4	6 , 3
SF	1016	718	29,3	1007	547	45,7	37,5	7 , 9
TDS	2350	1718	26,9	1430	890	37,8	32,3	5 , 4
TURBt	990	623	37,1	994	238	76,0	56,5	18 , 4
TURBs	168	112	33,3	161	35	78,3	55,8	1 , 9
NTK	571	269	52,9	525	168	68,0	60,4	3 , 1
NSK	519	234	54,9	368	156	57,6	56,2	1 , 8
DBOt	-	-	-	-	-	-	-	-
DBOs	-	-	-	-	-	-	-	-
Pt	-	-	-	-	-	-	-	-
Ps	48,5	33,2	31,5	33,8	28,5	15,7	23,6	9 , 4
Cnd	4,71	3,54	24,8	3,00	1,64	45,3	35,0	4 , 3

QUADRO 9. Valores médios obtidos através das repetições dos ensaios realizados no período de janeiro a fevereiro de 1996.

ÉPOCA QUENTE						
DIA	S.S.T.	S.S.V.	S.S.F.	pH	Temp °c	O.D.
1	441	316	125	8.10	20.6	0.00
2	373	271	102	8.25	18.9	0.00
3	422	270	152	8.20	23.3	0.00
4	390	257	83	8.30	19.1	0.00
5	524	345	179	8.30	16.9	0.00
6	344	228	116	8.30	18.9	0.00
7	367	242	124	8.30	20.0	0.00
8	467	329	137	8.20	21.6	0.00
9	464	308	157	8.10	17.7	0.00
10	328	208	119	8.20	21.1	0.00
11	420	300	120	8.10	26.7	0.90
12	321	225	95	8.15	23.1	1.09
13	319	232	87	8.10	22.1	2.15
14	327	230	97	8.20	21.2	3.55
15	462	281	181	8.00	20.8	4.35
16	489	295	144	8.00	21.6	5.85
17	291	209	82	7.75	24.7	8.20
18	349	265	84	8.50	26.3	10.40
19	301	203	98	9.90	28.3	17.1
20	223	195	28	9.70	26.7	15.6
21	315	269	46	9.90	29.0	13.5

QUADRO 10. Valores médios obtidos através das repetições dos ensaios realizados no período de julho a agosto de 1996.

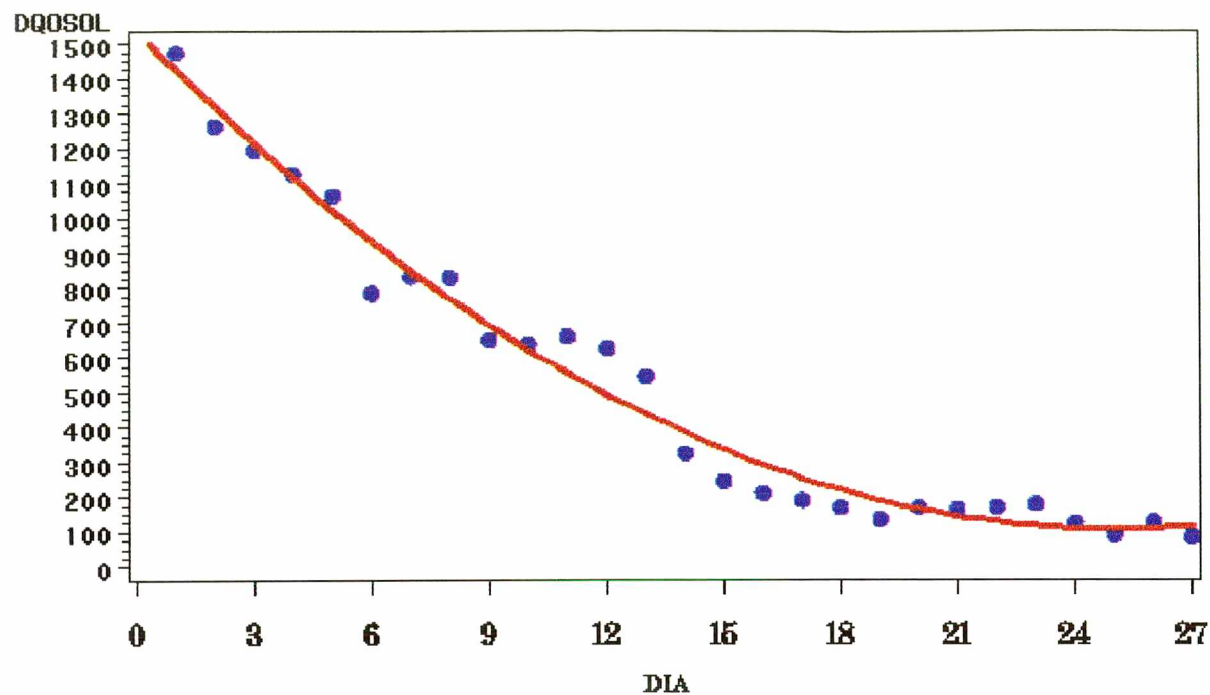
ÉPOCA FRIA						
DIA	S.S.T.	S.S.V.	S.S.F.	pH	Temp °c	O.D.
1	755	479	276	8.10	13.6	0.00
2	563	329	234	8.05	15.7	0.00
3	623	430	192	8.05	13.1	0.00
4	518	355	163	8.05	18.0	0.00
5	407	245	161	8.15	15.5	0.00
6	392	281	154	8.15	13.7	0.00
7	407	217	190	8.15	18.0	0.00
8	421	260	161	8.15	17.7	0.00
9	390	278	112	8.20	22.6	0.00
10	344	204	105	8.20	22.4	0.00
11	380	263	117	8.10	19.3	0.00
12	347	241	105	8.10	16.1	0.00
13	386	272	114	8.15	17.9	0.00
14	389	251	138	8.05	14.8	0.20
15	327	219	108	8.05	20.1	1.50
16	329	193	135	8.05	19.6	0.90
17	318	199	119	8.00	16.0	4.10
18	354	200	154	8.00	14.6	5.80
19	161	90	71	8.00	17.2	1.00
20	324	253	96	7.75	18.0	4.80
21	294	238	58	7.85	20.4	5.60

8.3. *ANEXO 3*

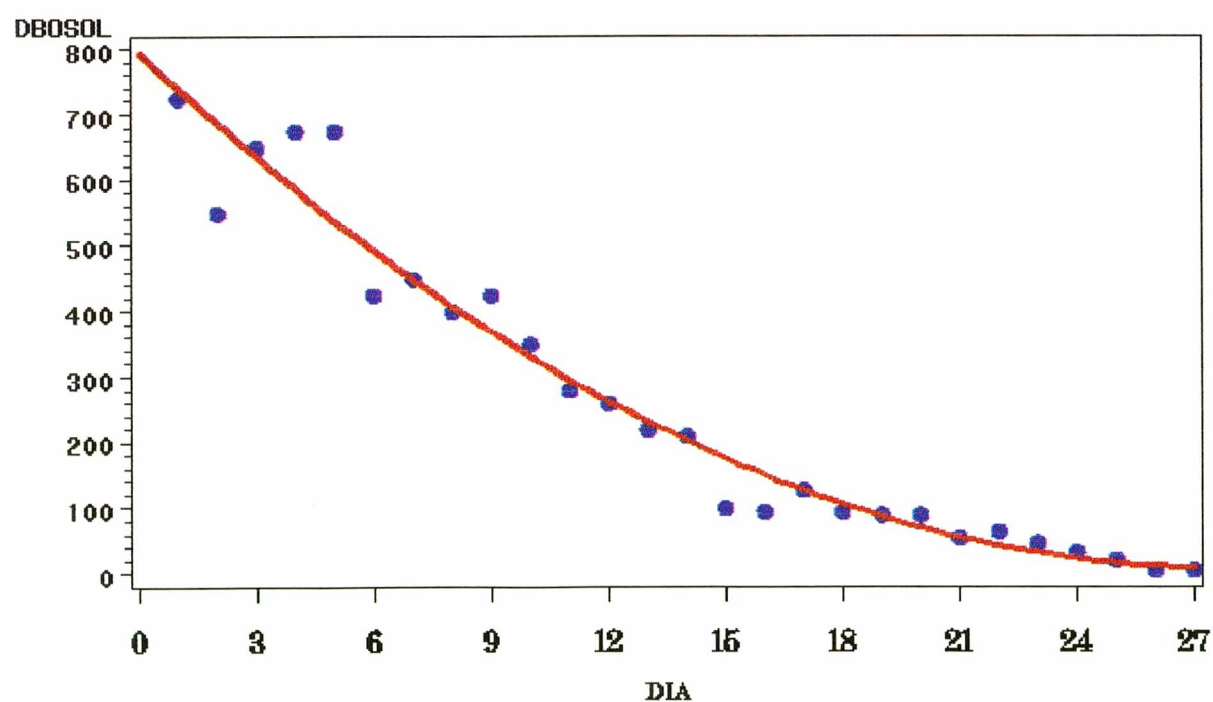
AJUSTE DOS DADOS, UTILIZANDO-SE MODELO DE REGRESSÃO NÃO LINEAR

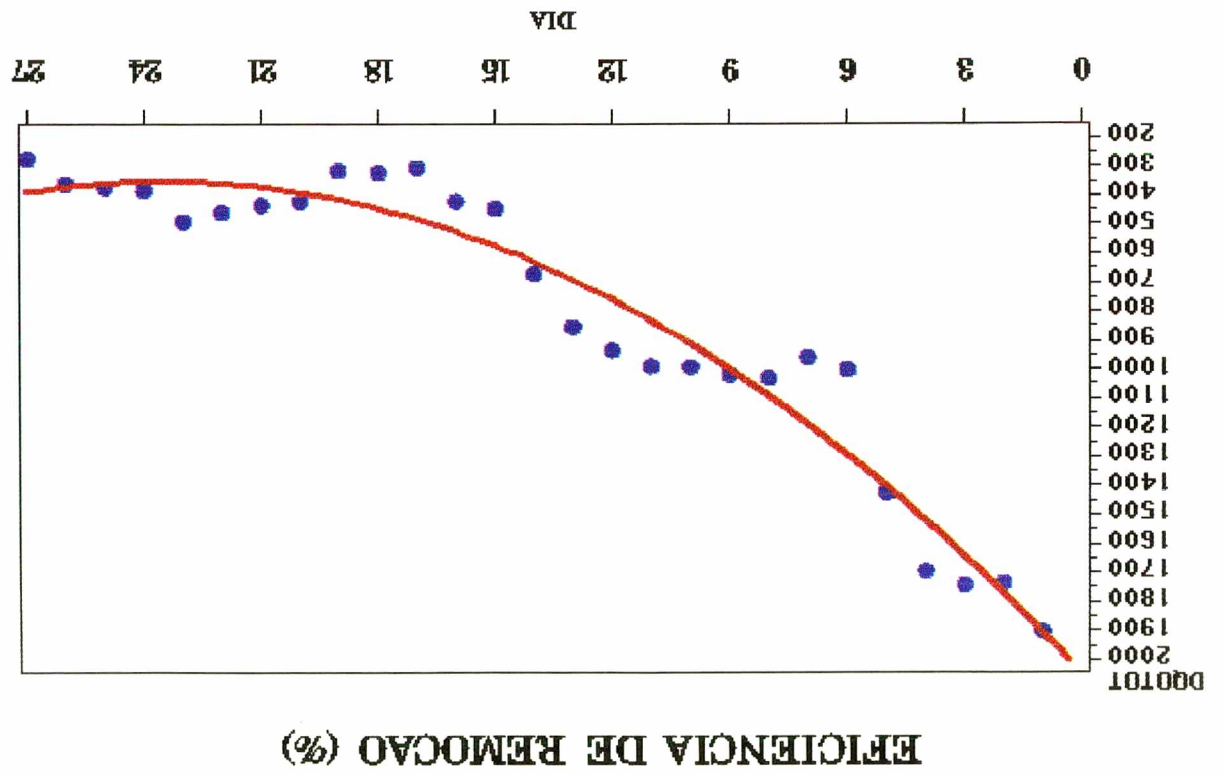
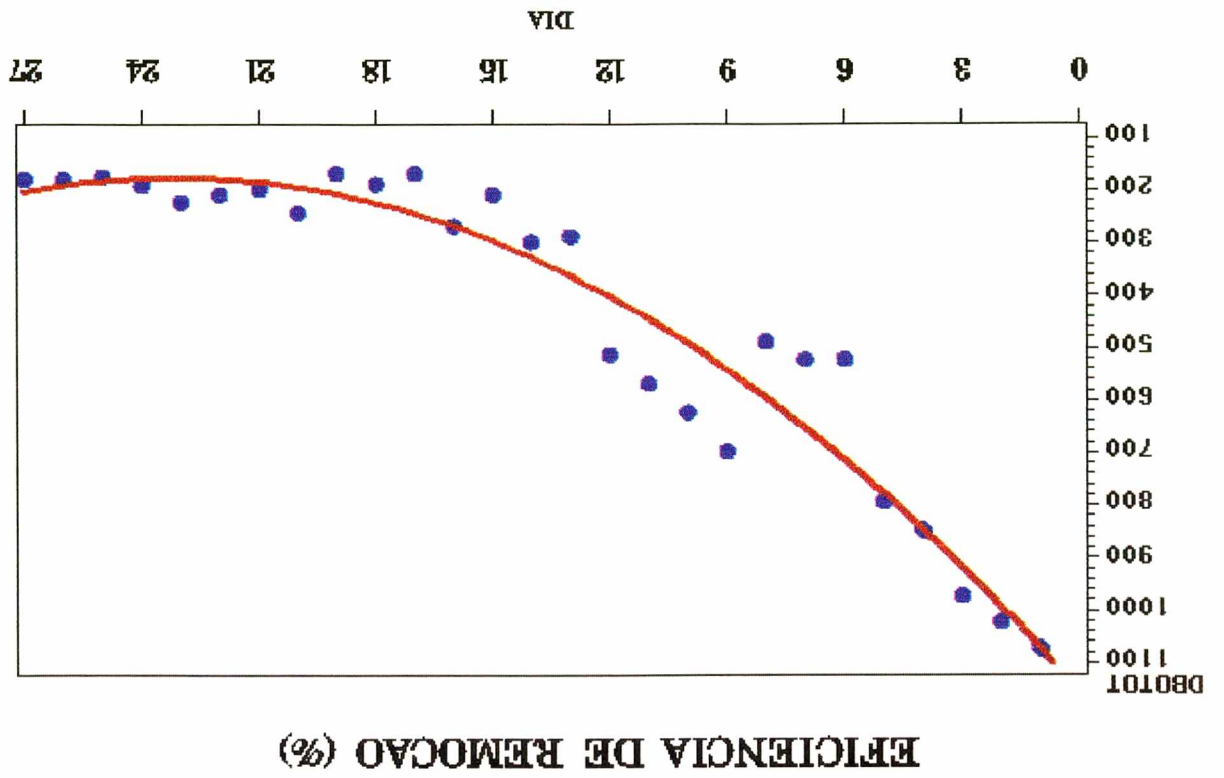
Draper & Smith

EFICIENCIA DE REMOCAO (%)

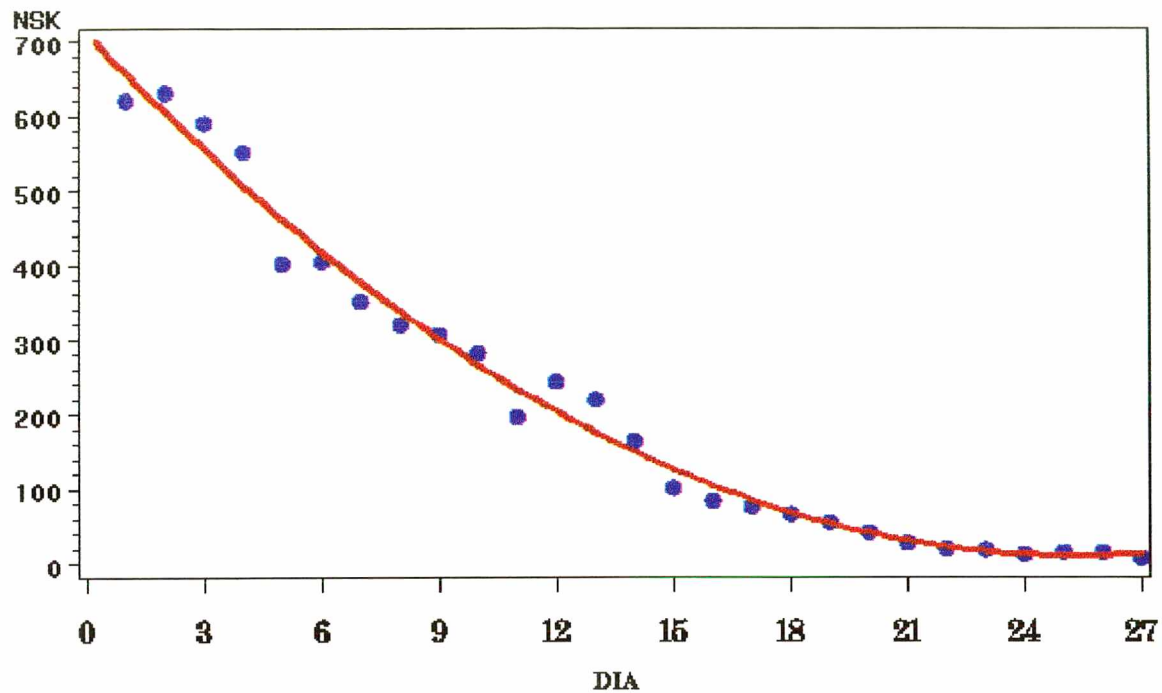


EFICIENCIA DE REMOCAO (%)

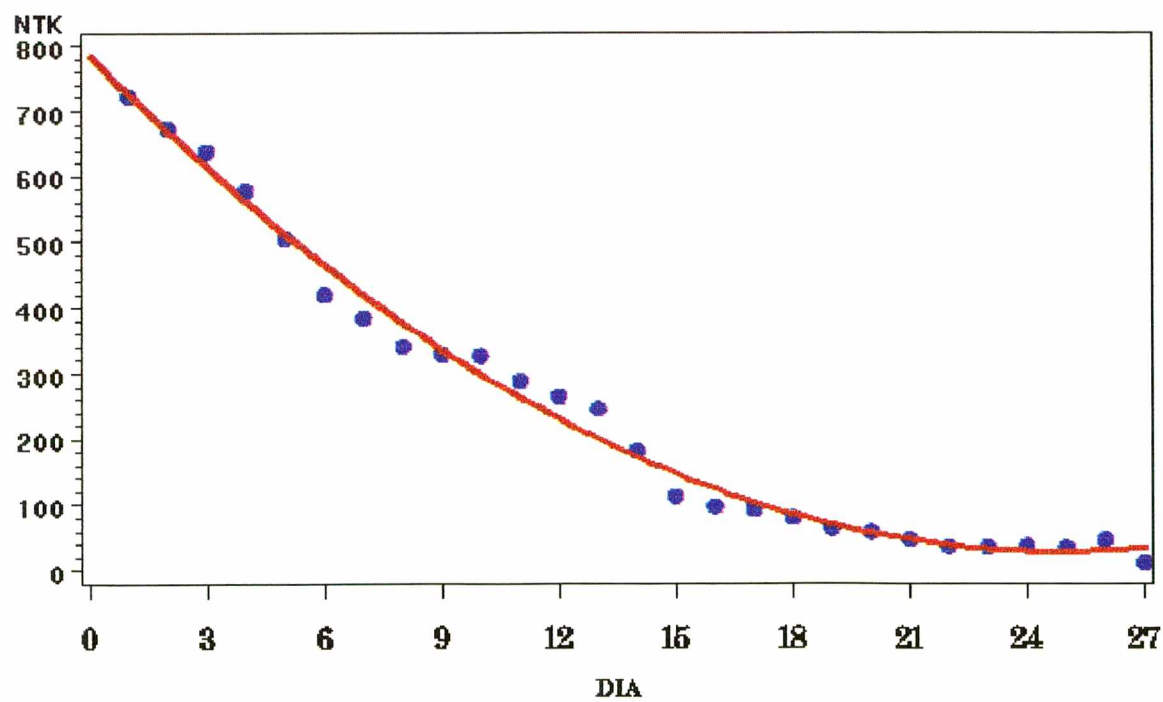




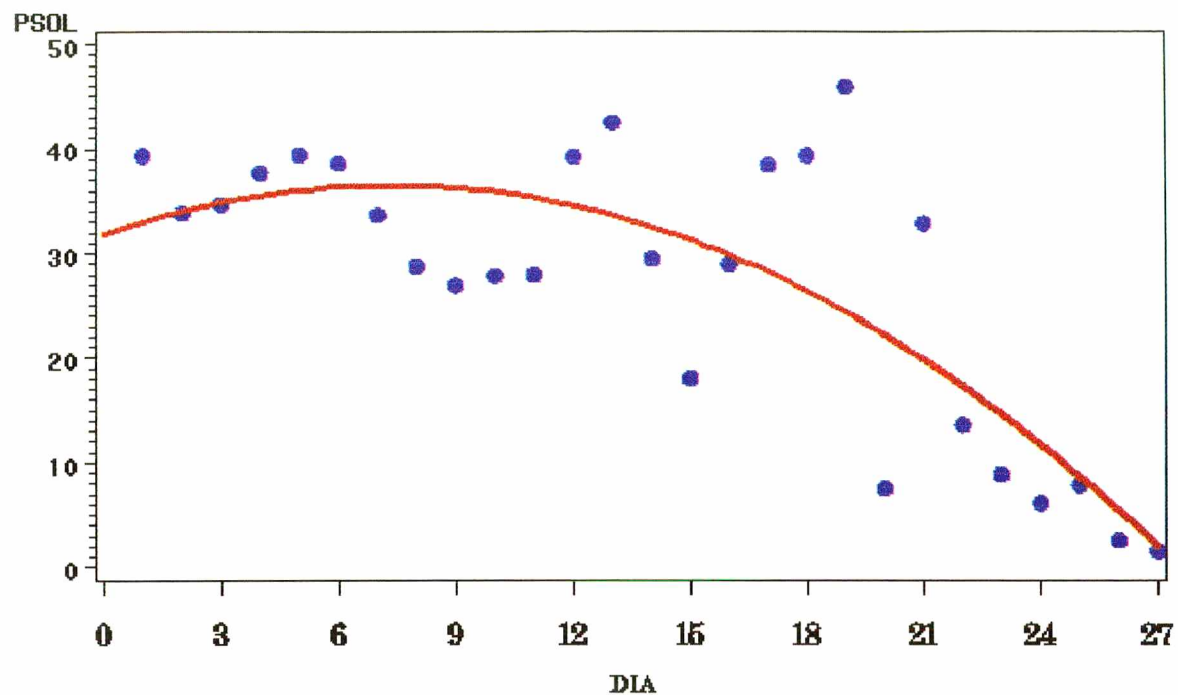
EFICIENCIA DE REMOCAO (%)



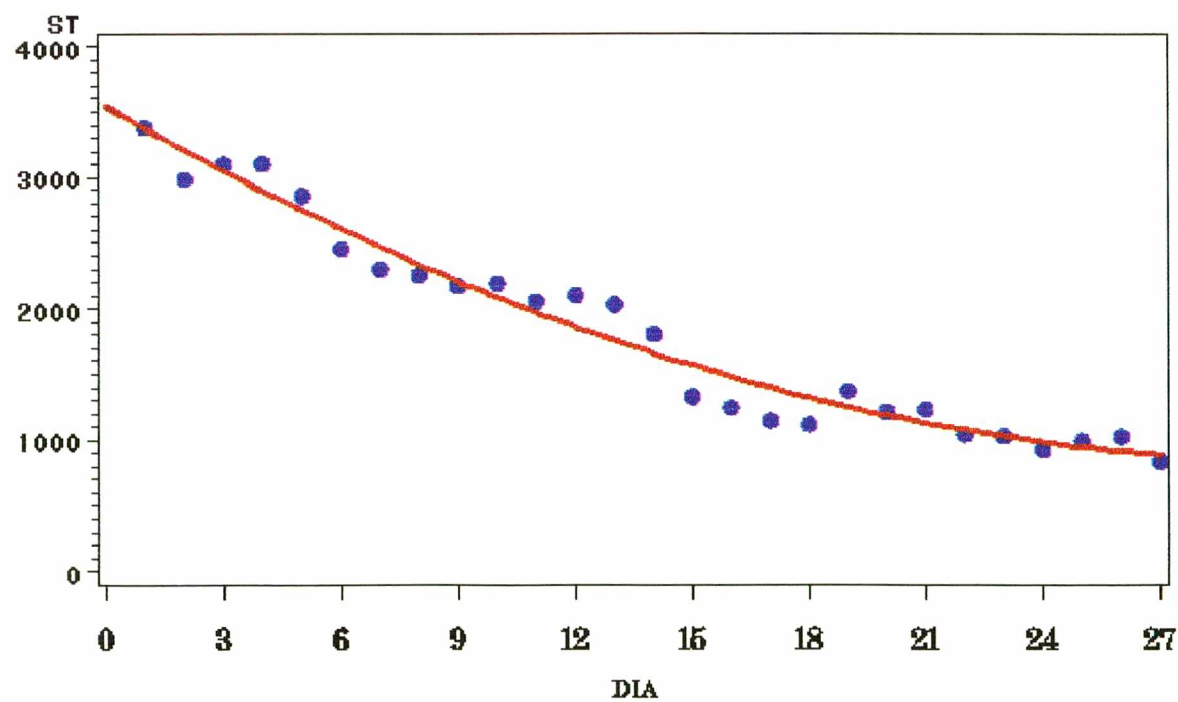
EFICIENCIA DE REMOCAO (%)



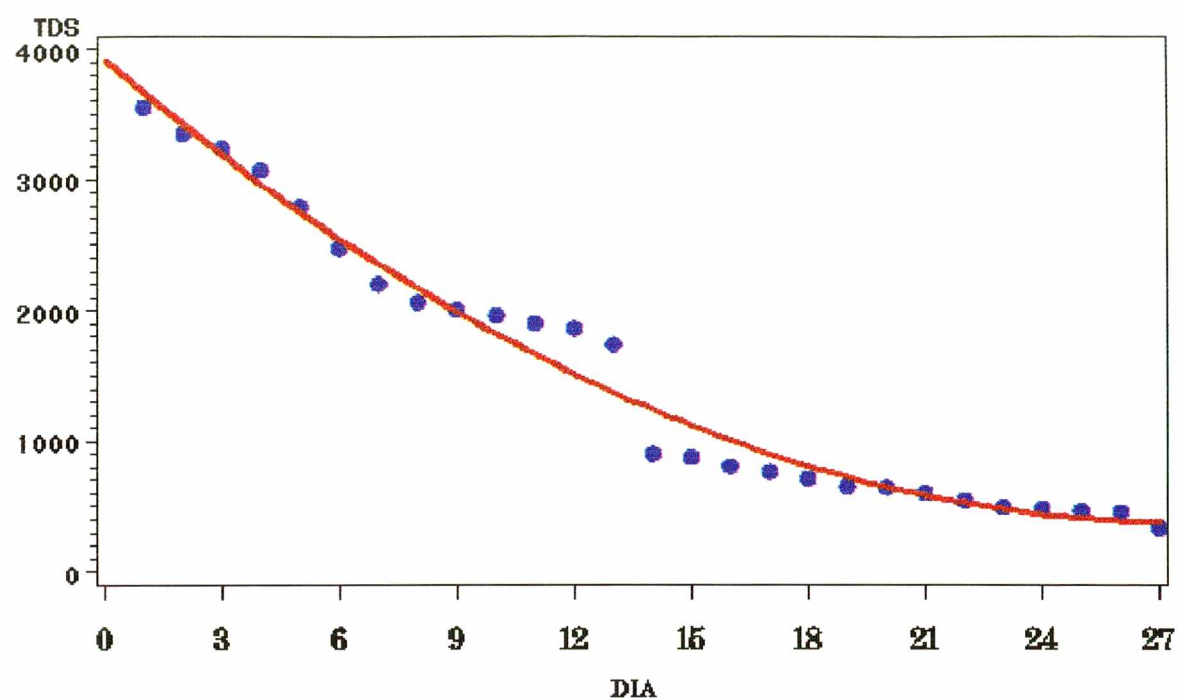
EFICIENCIA DE REMOCAO (%)



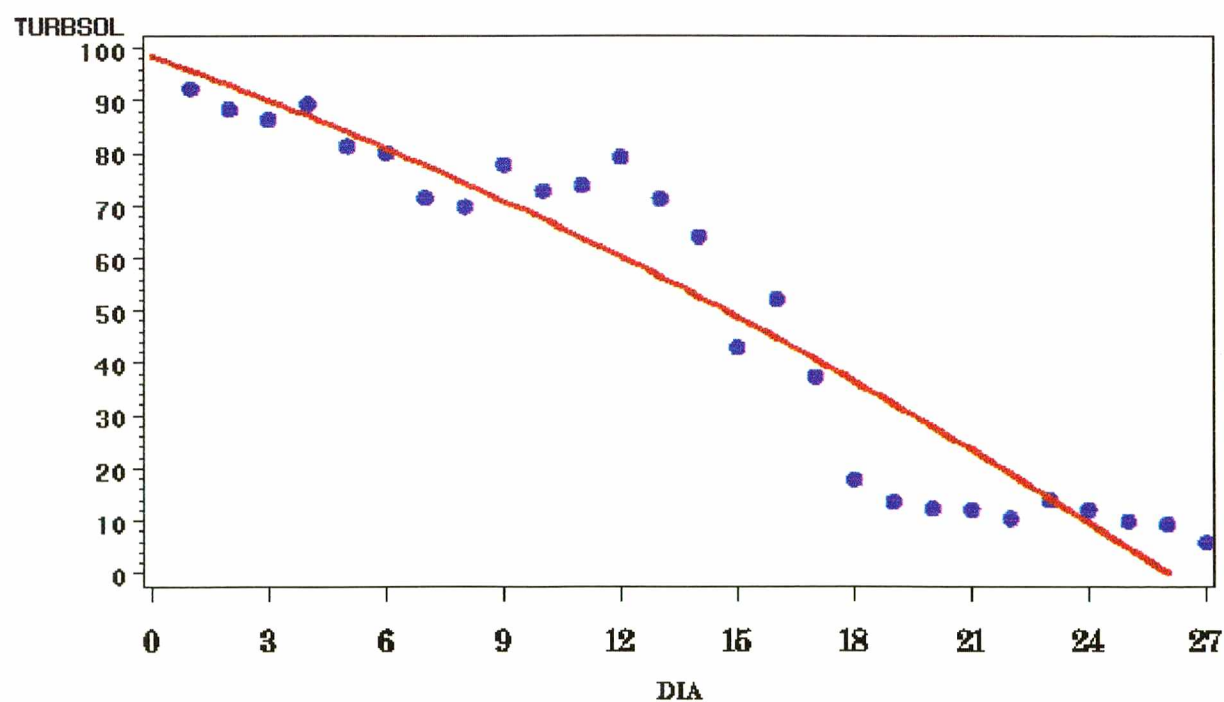
EFICIENCIA DE REMOCAO (%)



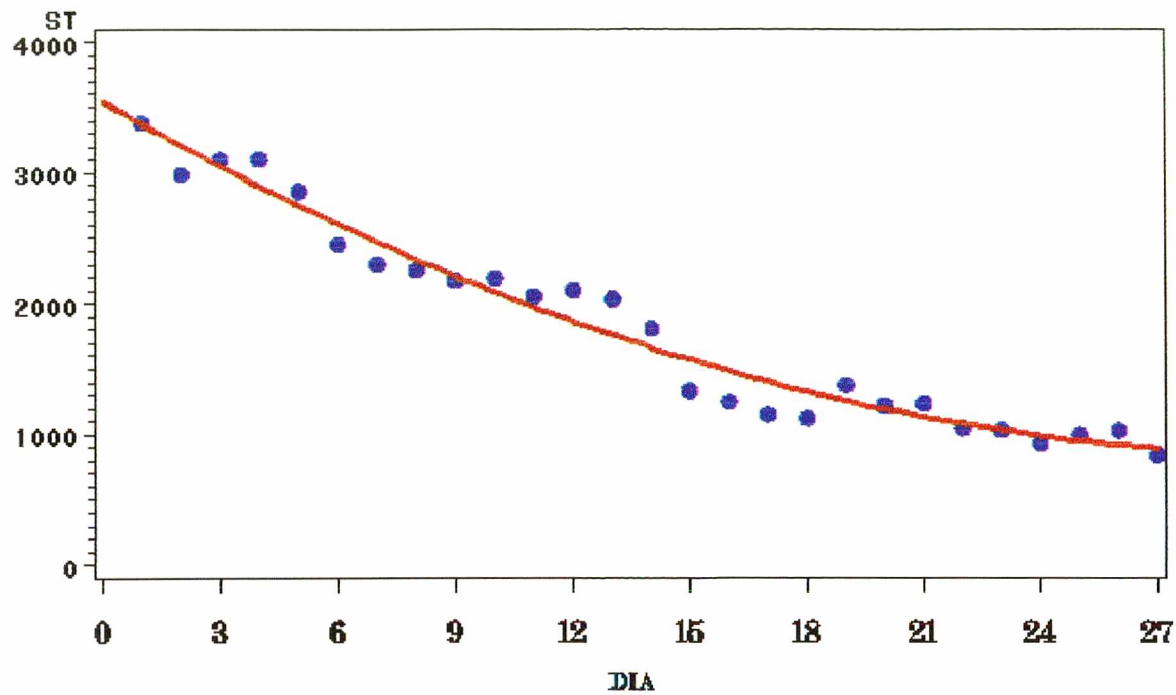
EFICIENCIA DE REMOCAO (%)



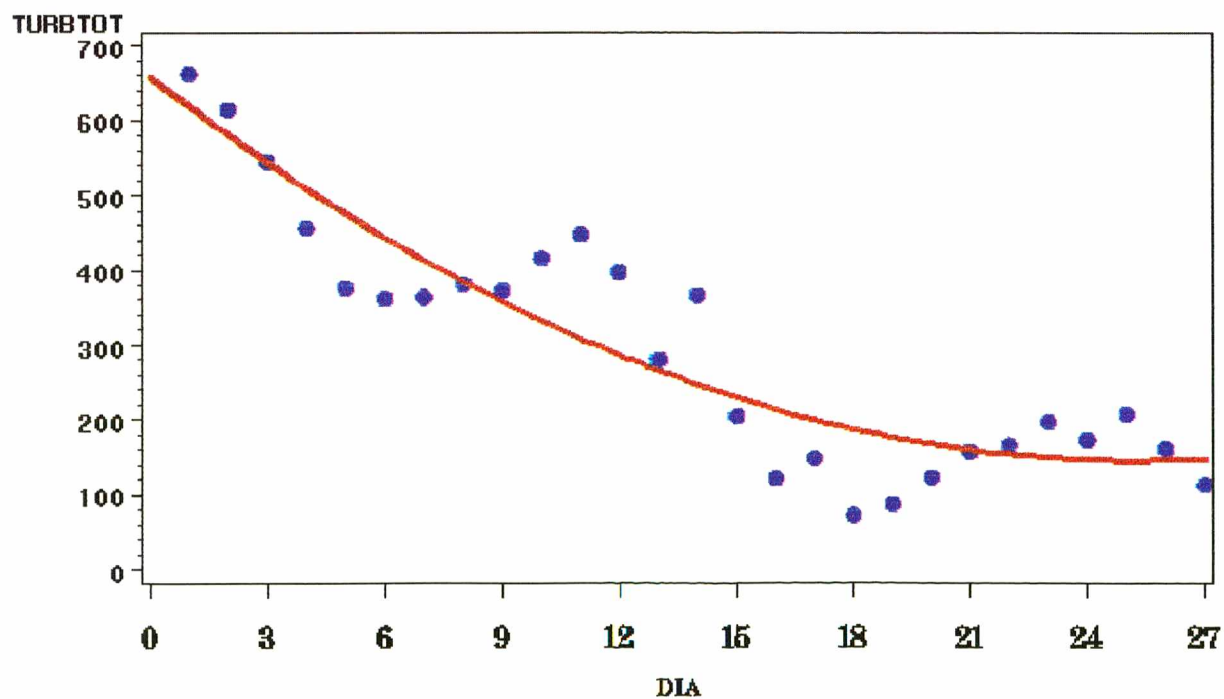
EFICIENCIA DE REMOCAO (%)



EFICIENCIA DE REMOCAO (%)



EFICIENCIA DE REMOCAO (%)



EFICIENCIA DE REMOCAO (%)

